

Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte

Bases científicas para soluciones técnicas

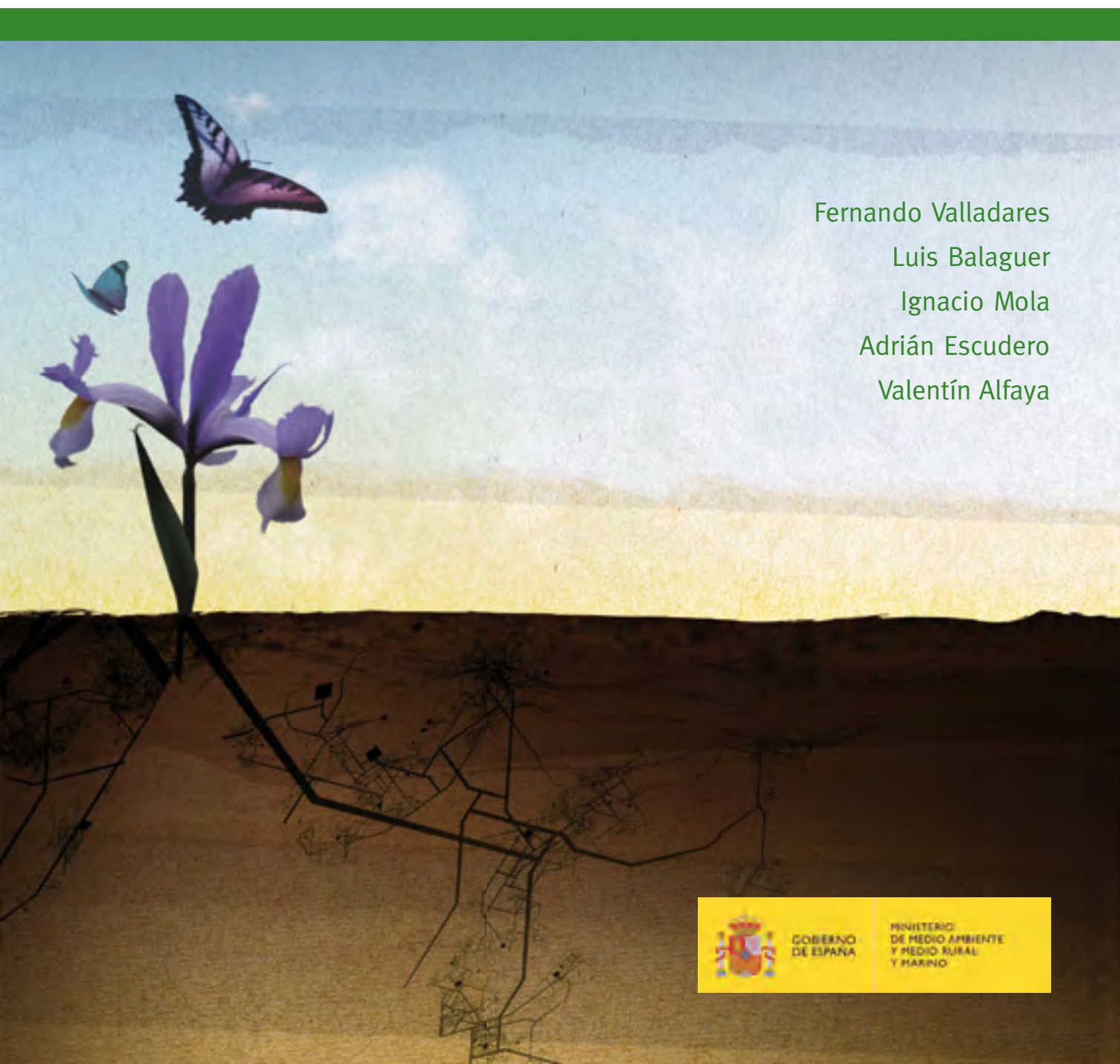
Fernando Valladares

Luis Balaguer

Ignacio Mola

Adrián Escudero

Valentín Alfaya



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL
Y MARINO



Los editores de este libro aúnan experiencias profesionales complementarias, incluso contrastadas, ya que mientras tres de ellos provienen del ámbito académico, los otros dos realizan su trabajo en el seno de empresas privadas. Los cinco comparten el interés por el impacto de las infraestructuras lineales sobre el medio natural y llevan muchos años recopilando información y participando en diversos proyectos con el fin de comprender mejor estos impactos y como atenuarlos. Las ideas teóricas desde el campo de la ecología que Fernando Valladares, Luis Balaguer y Adrián Escudero han ido destilando como resultado de su investigación han debido combinarse por un lado con el conocimiento de la realidad a pie de obra que Valentín Alfaya ha acumulado durante el seguimiento de numerosos proyectos de construcción y por otro, con la experiencia de Ignacio Mola quien aúna ambos intereses, científicos y de empresa, como coordinador de proyectos en restauración de I+D+i en el ámbito de la construcción y explotación de infraestructuras. La necesidad de combinar visiones y experiencias les ha llevado a colaborar con frecuencia y el resultado de ese cruce fértil entre la ciencia y la técnica, entre el mundo de las ideas y el marco tozudo de una realidad compleja, es lo que ha dado origen a este libro.

Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte

Bases científicas para soluciones técnicas

Fernando Valladares | Luis Balaguer | Ignacio Mola

Adrián Escudero | Valentín Alfaya



Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas

Publicado por:
Fundación Biodiversidad

Editores:
Fernando Valladares, Luis Balaguer, Ignacio Mola, Adrián Escudero y Valentín Alfaya

Esta publicación ha sido posible gracias a la colaboración de:

Ferrovial, S. A. Príncipe de Vergara 135 - 28002 Madrid (España).
Tel.: (+34) 91 586 25 00 www.ferrovial.com



Obrascón Huarte Laín, S. A. Torre Espacio. Paseo de la Castellana, 259D - 28046 Madrid (España). Tel.: (+34) 91 348 41 00 www.ohl.es



Diseño, maquetación e impresión:
AGSM Artes Gráficas. www.agsmartesgraficas.es

Depósito Legal: AB-338-2011

Fotografías: las fotografías que aparecen en este libro son propiedad exclusiva de sus autores. En caso de no señalarse explícitamente su autoría, pertenecen a los autores del capítulo correspondiente.

Cita recomendada:
Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A., y Alfaya, V., eds. 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. ©Fundación Biodiversidad 2011.

Impreso en papel certificado FSC®



Prólogos 7

Agradecimientos 11

1 / Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: definiciones, problemas y desafíos
Luis Balaguer, Fernando Valladares e Ignacio Mola 15

2 / Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas
José F. Martín Duque, Saturnino de Alba y Fernando Barbero Abolaño 43

3 / Ecohidrología: erosión hídrica y dinámica de la vegetación en laderas artificiales
José Manuel Nicolau, Tiscar Espigares, Mariano Moreno de las Heras y Luis Merino-Martín 75

4 / Importancia del suelo para la restauración de la cubierta vegetal
Pablo García-Palacios 85

5 / Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal
Esther Bochet, Pablo García-Palacios, Begoña Peco, Jaime Tormo y Patricio García-Fayos 101

6 / Introducción de especies leñosas
Pedro Villar-Salvador, Santiago Soliveres y José Luis Quero 143

7 / Ecotecnología aplicada a la restauración de infraestructuras de transporte
Santiago Soliveres, Valentín Contreras, João Paulo Fernandes, Jordi Cortina, Pablo García-Palacios, Marisa Martínez y Jorge Fort 177

8 / Actuaciones para minimizar los efectos sobre la fauna
Juan E. Malo y Cristina Mata 213

9 / Seguimiento y vigilancia ambiental
Carlos Iglesias, Santiago Soliveres, Valentín Alfaya, Jesús Álvarez, Ignacio Mola, Javier Martínez de Castilla y Xavier Artigas 243

10 / Legislación
Carlos Iglesias, Luis Balaguer, Ignacio Mola y Valentín Alfaya 275

11 / Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: perspectivas y recomendaciones
Luis Balaguer, Fernando Valladares, Adrián Escudero, Ignacio Mola y Valentín Alfaya 303

Anexo 1 / Fuentes recomendadas de información adicional 311

Anexo 2 / Sobre los autores y revisores del libro 317





Teresa Ribera Rodríguez
Secretaria de Estado de Cambio Climático
Vicepresidenta de la Fundación Biodiversidad

La conservación de la “diversidad de la vida”, como define la biodiversidad el Convenio sobre Diversidad Biológica, se ha revelado como un componente clave del desarrollo sostenible. Del buen funcionamiento de los ecosistemas depende el futuro económico, social y cultural del país. Sin embargo, las presiones que amenazan esta diversidad son numerosas. Entre otros factores, el aumento de infraestructuras lineales de transporte ha sido identificado como uno de los motivos de pérdida de biodiversidad relevantes en la actualidad.

Las infraestructuras viarias son el escenario en el que cada día se desenvuelven millones de personas. La superficie que ocupan en España ha tenido un ritmo de crecimiento exponencial en las últimas décadas, suponiendo en la actualidad alrededor de 1% del territorio. El avance que estas suponen en términos de movilidad y de impulso económico debe ir acompañado de una evaluación ambiental para conocer sus consecuencias sobre el patrimonio natural y la biodiversidad, y de esta forma buscar fórmulas que permitan minimizar sus impactos tal como está previsto por la legislación de evaluación ambiental.

Desde el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino trabajamos para preservar el buen estado de los ecosistemas y para restaurar su funcionalidad como vía para mantener los importantes servicios que prestan a la sociedad. Por ello, somos conscientes de la importancia de seguir avanzando

en la integración de las políticas sectoriales, en este caso las políticas de movilidad y transporte con las políticas ambientales. Es un reto que nos compete a todas las administraciones y cuyas exigencias básicas nos marca la ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, y la legislación vigente sobre evaluación ambiental.

Por ello, a través de la Fundación Biodiversidad, y desde el 2006, se ha trabajado en colaboración con el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, la Universidad Rey Juan Carlos y Cintra para desarrollar el proyecto EXPERTAL “Elaboración de las bases experimentales para la sostenibilidad ecológica de los taludes de autopistas”. El objetivo ha sido establecer las bases ecológicas que regulan el desarrollo de las comunidades vegetales en los taludes de carreteras y autopistas en las distintas condiciones ambientales de la Península Ibérica.

Este libro recoge las conclusiones de este estudio. Aunque se ha querido ir más allá para ofrecer un texto completo que recopile y sintetice los trabajos de otros grupos de investigación. Desde estas líneas queremos agradecer a todos los que han intervenido su valiosa aportación. Estamos convencidos de que servirá para diseñar, ejecutar y mantener los taludes de las infraestructuras lineales de transporte de una manera más eficiente. Como bien concluye el libro, el futuro pasa por tener infraestructuras más sostenibles y mejor integradas en el entorno que les rodea.



Íñigo Meirás Amusco
Consejero Delegado de Ferrovial

En tiempos, las carreteras se construían adaptándose a la topografía del terreno, respetando las curvas de nivel de los accidentes geográficos que atravesaban. De esta manera, el trazado se adecuaba al relieve y, en cierto sentido, al paisaje circundante, minimizando el impacto medioambiental de estas infraestructuras. Actualmente, las nuevas autopistas y ferrocarriles suponen indiscutibles mejoras para la calidad de vida; poblaciones antes lejanas se han aproximado en la misma medida en que se ha incrementado la velocidad de los vehículos que circulan por nuestras infraestructuras, mejorando además la seguridad para los usuarios y para los habitantes de la zona. Pero, al mismo tiempo, los trazados se han hecho más exigentes, implicando en ocasiones ingentes movimientos de tierras que conllevan la alteración de los ecosistemas que se asentaban en el entorno de la nueva infraestructura.

La mitigación de este impacto pasa, como es sabido, por la restauración de los ecosistemas dañados, si no en su integridad, sí en una medida suficiente como para recuperar una gran parte de su valor en términos ecológicos, funcionales y, por qué no, también culturales. Por ello, todos los agentes que intervenimos directamente en la planificación, diseño y construcción de estas infraestructuras estamos obligados a encontrar soluciones cada vez más eficientes para restaurar el medio natural afectado por las obras.

Hace casi dos décadas, el profesor Jourdain se preguntaba: “¿Por qué querer imponer una cubierta vegetal, proyección de nuestra imaginación, sobre un

terreno para el que la Naturaleza tiene ya su propio proyecto?”. En Ferrovial, una de las mayores empresas de infraestructuras del mundo, estamos convencidos de que el diseño de mejores medidas de restauración ambiental pasa sin duda por entender qué hace la propia naturaleza para reconstruir los sistemas afectados por un impacto de estas características. Con toda seguridad, los proyectos de restauración más eficientes técnica y económicamente serán aquellos que, en cierta medida, ayuden a la naturaleza a recuperarse por sí misma, sacando el máximo partido a los procesos ecológicos que operan en estas circunstancias.

Para avanzar en este conocimiento, desde hace casi diez años trabajamos con instituciones como el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, la Universidad Complutense, la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid y, más recientemente, la Fundación Biodiversidad. El manual que usted tiene ahora en sus manos recoge los resultados de investigación generados por diversos grupos de investigadores en todos estos años. Los avances se han concretado en diversas soluciones técnicas que gestores e ingenieros podrán aplicar en futuros proyectos de restauración ambiental, técnica y económicamente más eficientes que los actuales.

En Ferrovial esperamos que este innovador texto contribuya a sentar las bases de lo que los científicos han dado en llamar “restauración ecológica”, y que, en definitiva, no es sino actuar con más inteligencia y eficiencia, aprendiendo de la naturaleza para facilitar la integración ecológica de las infraestructuras de transporte del futuro.



Luis García-Linares García
Director General Corporativo del Grupo OHL

Supone para mí un placer presentar este libro, que creo que viene a cubrir una carencia en la literatura divulgativa y técnica en restauración de espacios afectados por la construcción de infraestructuras. Me gustaría por ello agradecer en primer lugar a la Fundación Biodiversidad la oportunidad brindada para hacerlo realidad.

Se trata esta de una disciplina joven, pero a la que se intuye una creciente relevancia si consideramos algunos de los datos que se exponen de forma rigurosa a lo largo de estas páginas. Así, aspectos como el porcentaje que suponen en los países desarrollados los espacios afectados por las infraestructuras sobre el total de su superficie, o el volumen de movimiento de tierra que generan en su construcción, comparado con los producidos por los fenómenos geológicos tradicionales, invitan a dejar de pensar en ellos como meras superficies marginales. Todo ello, unido a la singularidad de los ecosistemas generados con estas actuaciones, ofrece una nueva perspectiva acerca de la importancia que supone para nuestras sociedades ampliar el conocimiento sobre estas materias y acerca de la responsabilidad con que deben actuar todos los agentes implicados.

Consciente de esta realidad, el Grupo OHL, especializado en construcción y explotación de infraestructuras a nivel internacional, lleva implicado activamente desde 2003 en la I+D relacionada con la integración ambiental y la reducción del impacto de esta, enfocada a identificar y desarrollar las medidas y técnicas más adecuadas y con menores incertidumbres en su resultado.

Para recorrer este camino, en OHL hemos tenido el privilegio de establecer una colaboración continuada con el prestigioso equipo de investigación del Dr. Luis Balaguer, de la Universidad Complutense de Madrid, que también ha participado activamente en la preparación de este libro que el lector tiene entre sus manos. Tras más de 8 años abordando proyectos en común, se ha logrado cristalizar un equipo mixto de investigación integrado por profesionales de la universidad y de la empresa, que rompe el tópico de la falta de comunicación entre ambos mundos. Esta colaboración nos ha permitido optimizar el retorno de los trabajos de I+D+i, en forma de experiencia y resultados, aplicados progresivamente en nuestras líneas de producción (construcción y explotación).

Hasta el momento, la línea de investigación industrial en restauración de espacios afectados por la construcción de infraestructuras de OHL ha dado lugar a dos proyectos finalizados, otros tantos en curso y alguno más en fase de lanzamiento. Se trata de una línea asentada, exitosa y con proyección internacional, que ha aportado a este libro algunos resultados relevantes.

Por último, me gustaría felicitar y agradecer sus aportaciones a todos los autores que han trasladado su conocimiento y experiencia a estas páginas, que estoy seguro supondrán una valiosa referencia técnica y científica en el futuro de esta incipiente y ciertamente relevante disciplina.

AGRADECIMIENTOS:

lo que ha hecho posible este libro

Este libro es una labor colectiva en el más amplio sentido. No solo por reunir a más de 30 especialistas que han acabado como coautores del mismo, sino por conseguir la participación de representantes de los colectivos más diversos: científicos, profesores, estudiantes de doctorado, técnicos de la administración, responsables de empresas de construcción e infraestructuras, técnicos en restauración y producción forestal, autoridades en el mundo de la legislación ambiental y en planes de seguimiento, etc. Combinar opiniones, información y experiencia de autores tan dispares ha sido todo un reto, pero también un punto de partida en esta aventura de cuya experiencia hemos salido todos enriquecidos. Durante el año de gestación de este libro hemos sufrido numerosos desafíos personales para compatibilizar este esfuerzo con nuestras obligaciones habituales. Por suerte, pudimos con todo, y creemos con honestidad que el resultado habla por sí mismo. Estamos convencidos de que nuestro trabajo marca un hito que sentará precedente al conseguir reunir a los principales agentes implicados en este complejo mundo de la restauración ecológica. Confiamos en que sea una aportación útil para andar el largo camino que deberían recorrer, necesariamente de la mano, los diversos agentes económicos, instituciones y expertos implicados en la integración ambiental de las infraestructuras de transporte y en la restauración de las áreas afectadas por estas. La relación detallada de agradecimientos de una obra así sería muy larga y seguro que siempre incompleta; recogemos, a continuación, los principales hitos y apoyos que hicieron este libro posible y pedimos disculpas por las omisiones en que podamos incurrir.

La Fundación Biodiversidad se brindó desde un principio a correr con los gastos de la impresión del libro, dando, por tanto, ese necesario soporte para cristalizar un proyecto que veníamos acariciando desde hacía mucho tiempo. El apoyo de Ignacio Torres y el buen hacer de Raquel Palomeque han sido esenciales en este sentido. Queremos manifestar de forma explícita el enorme apoyo de dos grupos de empresas del mundo de la construcción y las infraestructuras, el grupo Ferrovial y el grupo OHL, que han alentado la necesidad de que todos los agentes nos reunamos alrededor de una mesa para hacer posible esta obra y que han apoyado las iniciativas científicas que han precedido a este libro. Dentro de estas se cuentan un buen número de proyectos de investigación, como TALMED (Bases ecológicas para la restauración de taludes en áreas de clima mediterráneo, TALMED. REN 2001-2313), proyecto financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (actualmente Ministerio de Ciencia e Innovación) en 2001 y Ferrovial, y que sirvió de arranque para muchas de las ideas que aquí han cristalizado. A TALMED le han seguido muchos otros, entre los que destacan EXPERTAL (Bases experimentales para la sostenibilidad ecológica de los taludes de autopistas), resultado de un convenio entre el CSIC, la Universidad Rey Juan Carlos (Madrid), CINTRA y la Fundación Biodiversidad durante los años 2006 y 2010. Por su parte, OHL ha realizado otros tantos proyectos de investigación, entre los que podemos destacar los ya finalizados, como HIDROTAL (Desarrollo de criterios y métodos para evaluar el éxito de la restauración de taludes mediante hidrosiembra), que contó con ayudas del Ministerio de Ciencia e Innovación

(PROFIT: FIT-050000-2003-36, FIT-310200-2004-101; CIT-310200-2005-100) y del Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI: OHL-04-0391), realizado entre 2003 y 2006; o RECOTAL (Restauración ecológica de espacios afectados por la construcción de infraestructuras), que también contó con ayudas de los citados organismos (PROFIT: CIT-310200-2007-24; CDTI: IDI-20080334) durante el periodo 2007-2008. Ambos proyectos llegaron a buen puerto gracias a la imprescindible colaboración de Universidad Complutense de Madrid. Más recientemente, la red REMEDINAL2 (‘Restauración y conservación de los ecosistemas madrileños: Respuesta frente al cambio global’ S2009/AMB-1783) de la Comunidad de Madrid ha permitido maximizar las interacciones

científicas entre distintos grupos científicos y empresas con sede en Madrid, favoreciendo las circunstancias que han conducido a este libro.

El libro se ha beneficiado de la información gráfica disponible por editores y autores. Además de las numerosas figuras y fotografías que se han aportado para ilustrar las ideas expresadas en el texto, el libro ha incorporado una colección de las mejores imágenes del fondo documental de Ferrovial y del grupo de fauna de la Universidad Autónoma de Madrid, así como los aportes de autores individuales como Ignacio Mola, José Francisco Martín Duque, Marisa Martínez, Santiago Soliveres y Pablo García Palacios.

Fernando Valladares, Luis Balaguer, Ignacio Mola, Adrián Escudero y Valentín Alfaya

1

Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: definiciones, problemas y desafíos

Luis Balaguer, Fernando Valladares e Ignacio Mola





CAPÍTULO 1

Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: definiciones, problemas y desafíos

Luis Balaguer, Fernando Valladares e Ignacio Mola

I. EL CONCEPTO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL CONTEXTO DE LA OBRA CIVIL

1. Términos y conceptos

En el contexto de la obra civil han proliferado diversos términos para describir el tratamiento de los espacios afectados por la construcción de infraestructuras. El enunciado más difuso es el de *ordenación ecológica, estética y paisajística*, en el que no se identifican objetivos, sino únicamente el ámbito de las acciones propuestas. Esta fórmula suma, a su escasa definición, el carácter fragmentario de la enumeración de términos, al no conseguir integrar en una sola estrategia disciplinas que deberían converger en el entorno de la obra civil. Más concreto, pero igualmente poco comprometido, es el término *revegetación*, entendida como el establecimiento de un tapiz o cubierta vegetal. En el otro extremo de ambición se encontraría el título de numerosos proyectos que comienzan con expresiones como *recuperación del medio natural*. *Recuperación* es un término engañoso, porque sugiere la reversibilidad de las acciones ejecutadas. Lamentablemente, el tiempo transcurre en un solo sentido, y solo excepcionalmente es posible reconstruir o reponer el mosaico de ecosistemas inicial. *Medio natural* es igualmente desafortunado. Muchos de los paisajes considerados como paradigmáticos de ‘naturaleza bien conservada’ son el resultado de la interacción secular o milenaria del hombre con su entorno: encinares, castaños, choperas, carrizales, praderas, etc. Es esta interacción la que confiere singularidad a algunos de los espacios

naturales protegidos de este territorio. Por último, es erróneo posicionar al ser humano y a sus actividades al margen de lo ‘natural’, en el campo de lo ‘artificial’.

De modo general, el proyecto para el tratamiento de los espacios afectados por las obras se articula en torno a los potenciales impactos ambientales. Desde los Reales Decretos 1302/1986 y 1131/1988, se establece que los estudios de evaluación de impacto ambiental deben proponer las actuaciones necesarias para evitar, reducir o compensar los efectos ambientales negativos significativos. Estas acciones reciben el nombre de *medidas protectoras* (o *preventivas*), *correctoras* y *compensatorias*, respectivamente. La Ley 1/2008, de Evaluación de Impacto Ambiental, sumada a sus homólogas autonómicas, extiende el dominio de aplicación de estas definiciones en el ámbito de las infraestructuras lineales.

La Ley 8/2001, de Carreteras de Andalucía, propone dos términos: *integración ambiental* y *restauración paisajística*. La intención es establecer una diferencia entre la ejecución de las medidas preventivas y correctoras establecidas en la declaración de impacto ambiental (*integración ambiental*) de aquellas otras adicionales que persigan, con mayor rigor y detalle, la revegetación del dominio público viario y del entorno afectado para su mejor integración en el paisaje local (*restauración paisajística*).

Es probable que expresiones como *recuperación del medio natural* o *restauración paisajística* respondan a una demanda social de conservación del patrimonio, de la biodiversidad y del paisaje, pero sobre todo de

mejora de la calidad de vida del usuario y de los residentes en zonas próximas a la infraestructura. En esta coyuntura aparece, procedente de otro ámbito, una nueva visión, la de la *restauración ecológica*.

2. Una nueva visión

La restauración ecológica, entendida como la *colaboración al desarrollo de un determinado mosaico de comunidades de organismos con el fin de mejorar la calidad integral de los ecosistemas y su expresión como paisaje*, constituye una herramienta primordial dentro de los planes de conservación y gestión de especies y espacios. El término *restauración* integra los dos objetivos que persiguen las actuaciones: a) **orientar** el dinamismo espontáneo del sistema hacia un determinado mosaico de comunidades de organismos, y b) **acelerar** el proceso que espontáneamente habría tardado en suceder un tiempo más dilatado o no habría ocurrido por sí mismo. El epíteto *ecológica* hace referencia a los criterios y métodos utilizados por el restaurador. El diseño de protocolos para la recuperación de poblaciones, comunidades y hábitats supone un reto tanto científico como técnico. En el ámbito científico, el desarrollo de contenidos que sustenten el concepto y la praxis de la restauración ha generado una nueva síntesis de la teoría ecológica basada en la reflexión sobre la dimensión del impacto antropogénico en el planeta. El intento de reunir las piezas del puzzle, ensamblarlas y que el conjunto funcione de una determinada forma plantea hipótesis relevantes sobre la ecología y evolución de los organismos y sistemas (Figura 1).



Figura 1. La cobertura vegetal de este terraplén generado durante la construcción de una autopista no se debe al éxito de la hidrosiembra realizada, ya que las especies presentes no estaban incluidas en el coctel de semillas aplicado, sino a la germinación espontánea de especies anuales que alcanzaron este escenario mediante dos posibles vías, bien por dispersión natural desde el entorno (matriz), bien al estar incluidas sus semillas en el extendido de tierra vegetal que se realizó de forma previa a la ejecución de la hidrosiembra (Foto: Ignacio Mola).

Las primeras propuestas técnicas implicaban costes ecológicos y económicos inaceptables, beneficios fugaces o se basaban en concepciones erróneas. Estas deficiencias se han visto agravadas por la aplicación de técnicas y criterios agronómicos inapropiados en el marco de la restauración ecológica. La influencia de estos criterios aún se manifiesta en numerosos proyectos de obra que persiguen la integración paisajística de áreas degradadas, pero recomiendan el aporte de nutrientes, el extendido de una gruesa capa de sustrato fértil y la evaluación del éxito de las siembras atendiendo a valores de cobertura, sin que en ninguno de estos casos se contemplen como referente las características de la matriz circundante no alterada. Los planteamientos basados en una filosofía agronómica tienen un espacio restringido, pero de enorme interés en el contexto de la restauración. La restauración de amplias superficies frecuentemente conlleva el reto de generar mosaicos en los que se integren paisajes agrarios que supongan la disponibilidad de nuevos recursos para las poblaciones humanas afectadas o constituyan por sí mismos un patrimonio natural, por su alta diversidad biológica, o cultural, como resultado secular de una interacción sostenible del hombre con su medio. En el ámbito de la obra civil, los protocolos de inspiración agronómica se han justificado aludiendo a que el objetivo prioritario de la revegetación es la estabilización del sustrato de los taludes generados por la construcción de infraestructuras. Por ello, se seleccionan y siembran linajes de especies de germinación y crecimiento rápido, se abona y se riega. Este planteamiento teórico que vincula las prácticas de inspiración agronómica con la estabilidad geotécnica contrasta con la realidad en obra. De hecho, los taludes se siembran semanas o meses después de haberse abierto (Figura 2); los dientes de los cazos de las retroexcavadoras abren canales que evolucionan en regueros y cárcavas; y, sobre todo, la erosión superficial podría paliarse con una red de drenaje adecuada y un acabado más estable.

Frente a estos planteamientos agronómicos, el cambio cualitativo en el diseño de paisajes en el contexto de la restauración ha sido el comprender que el objetivo no es reunir una colección de

elementos característicos para recrear un paisaje, sino operar sobre variables ecológicas clave de forma que se inicie y acelere un proceso espontáneo de cicatrización. Más que en la recuperación de la composición, la atención se debe centrar en la reparación de procesos, como la hidrología, el ciclo de nutrientes o la captación de energía. El nuevo paradigma de la restauración basa las estrategias de actuación en una intervención mínima sobre los procesos autogénicos del sistema. Por ello, estas actuaciones deben representar un coste económico reducido y ser efectivas en vastas superficies, lo cual es apropiado cuando el objetivo que se persigue es el establecimiento de una cubierta vegetal de escaso o nulo mantenimiento, soporte de un uso múltiple que pueda incluir desde la conservación de la diversidad biológica, hasta la explotación agropecuaria y forestal o el turismo.

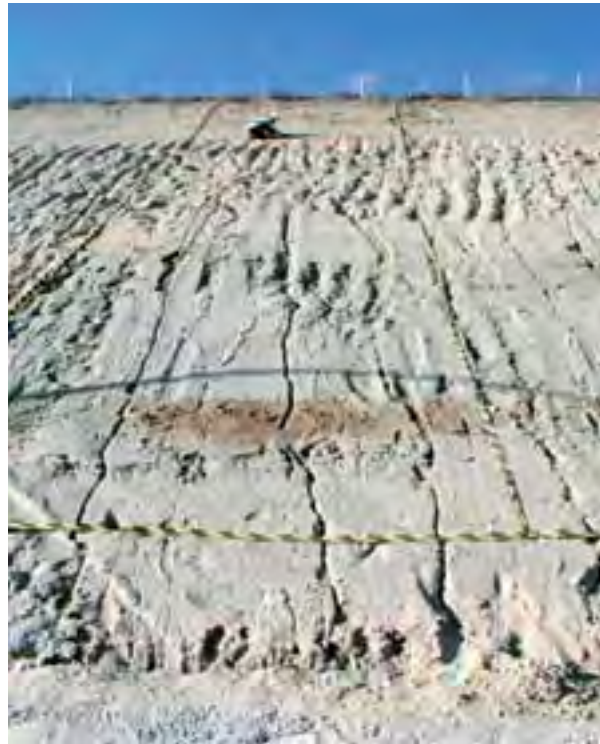


Figura 2. Aspecto de los taludes de un desmonte de la autovía M-12 días antes de proceder a su hidrosiembra. Se observan los canales generados por los dientes de los cazos de las retroexcavadoras que han sido ampliados por erosión, generando regueros y pequeños desprendimientos (Foto: Ignacio Mola).

II. EL ENTORNO DE LAS INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE

Todas las obras civiles denominadas infraestructuras lineales, entre las que destacan las infraestructuras de transporte, comparten el hecho de que una de sus dimensiones, la longitud, predomina sobre las otras dos, lo cual tiene estas dos importantes implicaciones:

1. Generan corredores, con su doble acción como conectores y barreras.
2. Atraviesan una elevada variedad de medios, lo que, a su vez, conlleva:
 - Gran diversidad de normas aplicables (leyes de aguas, costas, montes, conservación de la naturaleza, etc.).
 - Numerosas expropiaciones, con los consiguientes cambios de uso.
 - Diseños complejos, dado que deben responder a una importante variación del entorno.

El resultado de las obras genera un nuevo escenario en el que la restauración ecológica, en general, y la revegetación, en particular, deben contribuir a resolver también cuestiones relacionadas con el funcionamiento de la infraestructura. En el caso de carreteras, por ejemplo, se trata de evitar deslumbramientos y la hipnosis del conductor, y la reducción del peligro marginal.

En el caso de las infraestructuras de transporte, los condicionantes técnicos obligan a realizar importantes movimientos de tierra (Figura 3). El volumen y destino de dichos movimientos depende de la

diferencia de cota entre la rasante de la vía y la topografía y la pendiente de los taludes con que se diseñe la sección tipo de la infraestructura. En caso de que la rasante se encuentre a una cota superior a la del terreno, será necesario efectuar un relleno con materiales de aportación, que se denomina terraplén. Por el contrario, se denomina desmonte cuando es necesario excavar para realizar la explanación de la infraestructura porque la rasante se sitúa por debajo de la cota del nivel natural del terreno (Figura 4). Las superficies inclinadas que resultan a lo largo de un terraplén o de un desmonte se denominan taludes, en el primer caso taludes de terraplén y en el segundo caso taludes de desmonte. La estrategia a seguir por el responsable de la obra debe ser compensar las tierras y así minimizar la necesidad de recurrir a préstamos y vertederos. Es importante saber que, aunque no esté incluido en las actividades de restauración, el movimiento de tierras representa un monto en el presupuesto que, por lo general, es varios órdenes de magnitud superior al de las actuaciones del capítulo de restauración, y su coordinación con estas actividades posteriores permitiría no solo ganar en eficacia, sino potenciales ahorros económicos para la constructora.

Además de taludes, los espacios en los que se ejecutan medidas correctoras ambientales en el entorno de la infraestructura incluyen préstamos (generados como consecuencia de la extracción de materiales constructivos), vertederos (en los que se vierten las tierras no compensadas), parques de maquinaria, plantas de asfaltado y hormigonado, zonas de acopios temporales, viario de acceso a la obra, entre otras áreas de instalaciones auxiliares de obra.



Figura 3. Vista aérea de las obras de la variante de El Molar en la A-1. Se puede apreciar la magnitud del impacto producido por el movimiento de tierras y la construcción de un viaducto (Foto: OHL).

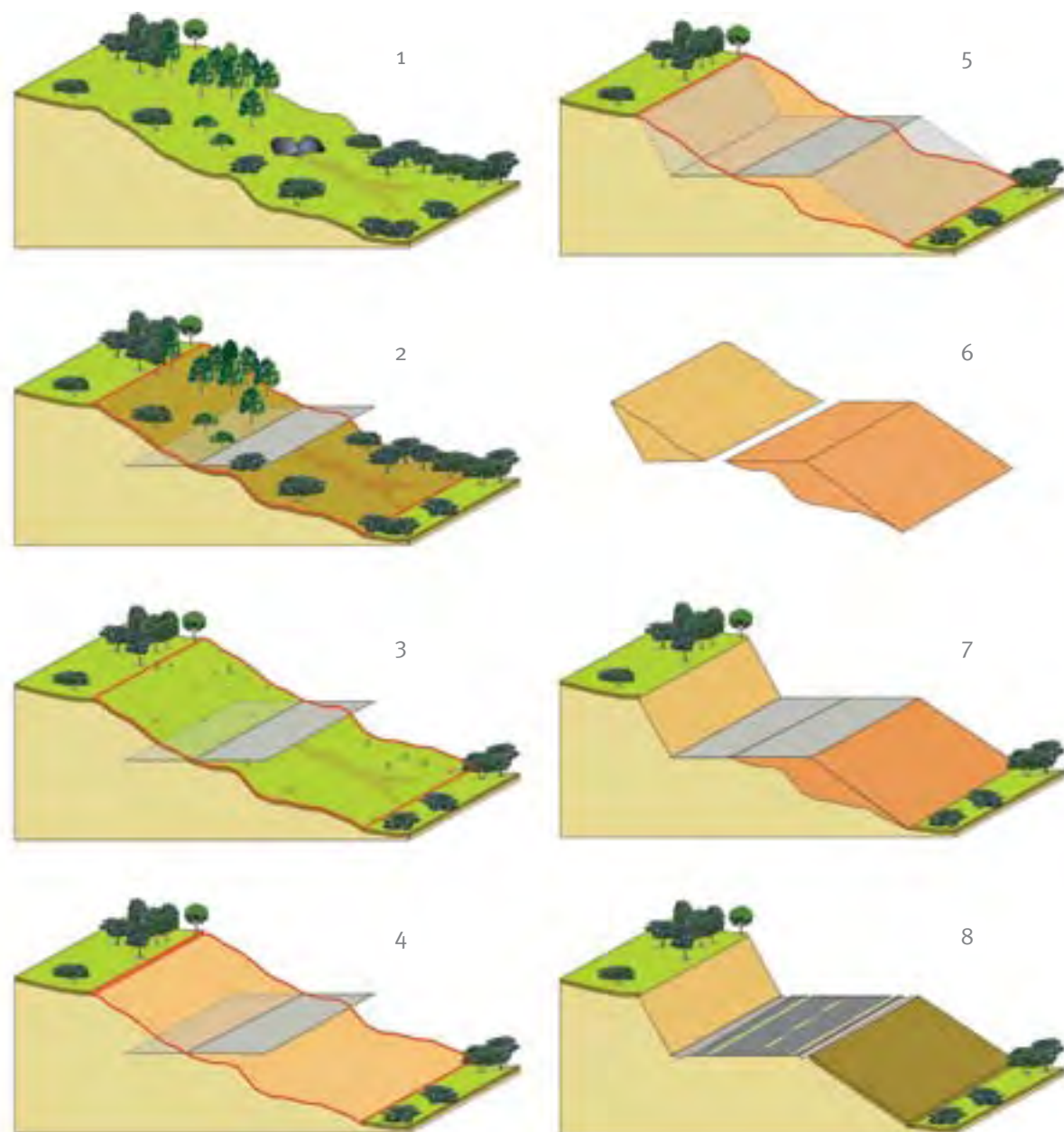


Figura 4a. Esquema de la construcción de una carretera sobre una ladera. 1. Sección de la ladera sobre la que se va a construir una infraestructura lineal de transporte terrestre. 2. Se superpone el plano de la plataforma de la vía, y se oscurece la zona de la ladera que se verá afectada por el movimiento de tierras. 3. Se realiza un desbroce de toda la vegetación de la zona afectada. 4. Se retiran los 30-40 cm superficiales del área afectada, denominada 'tierra vegetal', que será acopiada por un tiempo variable hasta su posterior extendido sobre los nuevos planos originados tras los movimientos de tierra. 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 desmante y a la derecha, el volumen de tierra que será necesario acopiar 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 de tierra. 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 desmante 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 tras su construcción un extendido de tierra vegetal de 30-40 cm. En desmante, a no ser que sean muy tendidos, es decir, de pendiente muy baja, no se realiza este tipo de actividad (Figura: Ignacio Mola).

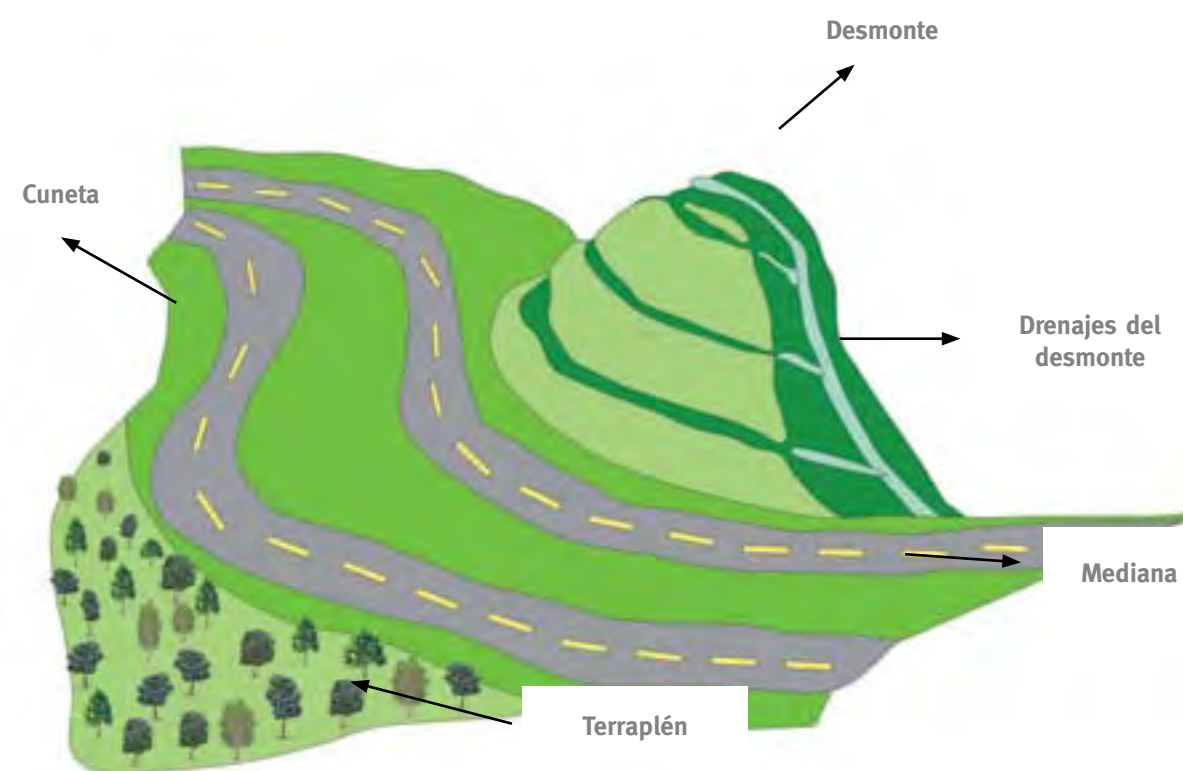


Figura 4b. Resultado de la construcción de la carretera sobre una ladera. La superficie ocupada por los taludes (de excavación o desmante y de acumulación o terraplén) constituye junto con las medianas, bermas, zonas interiores de enlaces, etc., los principales espacios a restaurar y las dianas más importantes de las actuaciones correctoras y de integración paisajística de las infraestructuras de transporte (Figura: Ignacio Mola).

III. IMPACTOS VARIADOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS

La creación de infraestructuras de transporte genera un amplio número de impactos sobre los ecosistemas por los que transcurre. La ocupación del suelo, los movimientos y compactación de tierras y la generación de préstamos y vertederos ocasionan un impacto directo en la pérdida de la cubierta vegetal y de suelo original con todas sus propiedades biológicas (Figura 5). El tránsito de vehículos y sus emisiones sonoras y gaseosas generan otros efectos indirectos más difíciles de cuantificar (Figura 6). A estos se suman impactos estéticos y paisajísticos, además de aquellos que afectan a la provisión de bienes y servicios ecosistémicos. Los impactos ecológicos de la construcción, explotación y eventual deconstrucción son, por tanto, difíciles de valorar y muchos están apenas comenzando a conocerse.



Figura 5. Movimiento de tierras y generación de taludes durante la construcción de una autopista (Foto: Nerea Aizpurua y Adoración Gómez).



Figura 6. Emisión de polvo sobre la vegetación. La fase de construcción genera numerosos impactos sobre la flora y la fauna incluyendo el polvo, la contaminación atmosférica y el ruido (Foto: Nerea Aizpurua y Adoración Gómez).

Cuando desaparece la cubierta vegetal por causa de los desbroces o del movimiento de tierras, la capa de suelo fértil se queda sin el efecto protector que le proporcionaban las raíces y el dosel vegetal. En los eventos de lluvia que tengan lugar a continuación, el agua de escorrentía arrastrará la capa superior más fértil y que contiene propágulos y semillas, formándose surcos y regueros de difícil colonización por las plantas. El sustrato que queda después de que se produzcan fenómenos erosivos importantes es muy pobre y muchas veces demasiado duro para que las semillas puedan enraizar. Este efecto se produce especialmente en zonas de elevada pendiente, como en los desmontes y terraplenes. La pérdida de suelo y vegetación, a su vez, ejerce una influencia directa e indirecta sobre otros organismos, dando lugar a ecosistemas simplificados y poco resilientes, es decir, con baja capacidad de recuperación después de ser perturbados. Este círculo vicioso requiere intervención o, de lo contrario, se pone en peligro la propia estabilidad de las infraestructuras (Figura 7).



Figura 7. Grandes procesos erosivos tras una lluvia intensa en la Autopista de la Costa del Sol (Málaga) (Foto: Fernando Valladares).

La construcción de toda infraestructura viaria, desde una perspectiva espacial, supone la fragmentación de los hábitats, es decir, la transformación del territorio al resultar subdividido en fragmentos menores y aislados, con la consiguiente reducción de conectividad. El tamaño de estos fragmentos de territorio condiciona en gran medida la dinámica de las poblaciones naturales y los patrones de distribución de numerosos organismos, entre los que destacan los vertebrados, grupo biológico sobre el que se han centrado diversos estudios (Robinson *et al.* 1992), produciéndose incluso una reducción de la riqueza específica en las teselas de menor superficie, favoreciendo la aparición de especies introducidas y aquellas autóctonas más comunes en detrimento de las más especializadas y escasas (Bennett 1990, Gilbert *et al.* 1998). Así mismo, producto de esta reducción de la conectividad, las poblaciones de vertebrados pueden quedar subdivididas en poblaciones de menor tamaño y, por ello, sometidas a un mayor riesgo de extinción, puesto que resultan más sensibles a los fenómenos estocásticos e imprevisibles, como incendios, sequías o perturbaciones de origen antrópico (Andrews 1990, Forman y Alexander 1998). La fragmentación de hábitats es un proceso que integra múltiples efectos, entre los que destacan la pérdida y reducción de calidad del hábitat, el aumento de la mortalidad por atropello y la modificación de la conectividad del paisaje. Proceso que constituye una de las principales amenazas para especies con amplias áreas de campeo, siendo el linco ibérico (*Lynx pardina*) un claro ejemplo de ello (Ferrerías *et al.* 1992, Iglesias Merchán 2009) y en suma para la biodiversidad en general (Trombulak y Frissell 2000, Forman *et al.* 2003), comprometiendo el equilibrio entre el desarrollo socioeconómico y la conservación de la fauna.

Además de los impactos generales ya comentados, podemos destacar las siguientes consideraciones:

- La modificación del relieve original por los movimientos de tierra modifica las redes de drenaje, y expone grandes superficies susceptibles de erosión y, por lo tanto, capaces de emitir enormes cantidades de sedimentos, lo que produce severas modificaciones en las redes hidrográficas del entorno.
- La pérdida o alteración del hábitat no se limita a la zona directamente afectada por la infraestructura, sino que puede afectar a zonas alejadas más de 200 metros desde el borde de la misma.

- Las infraestructuras lineales pueden actuar como barrera para la dispersión de algunas especies, limitando su extensión, pero también facilitan la dispersión de especies exóticas con carácter invasor.
- Las infraestructuras lineales son efectivas para la propagación de enfermedades, pudiendo ocasionar impactos importantes en las poblaciones vegetales y animales.
- La dispersión de otras especies no deseables a través de la infraestructura viaria puede tener, a su vez, efectos secundarios en las comunidades nativas.
- Los elementos asociados a la infraestructura, tales como puentes y túneles, generan corredores frente a barreras geográficas (ríos, mares, cordilleras montañosas, etc.), lo que puede dar lugar a la aparición de especies nuevas para la zona con efectos complejos sobre la red de interacciones biológicas.
- La pérdida de la vegetación de ribera cuando la infraestructura atraviesa ríos o zonas lacustres (Figura 8) provoca alteraciones en la dinámica geomorfológica del cauce, afectando a su estabilidad y su potencia hidráulica. La pérdida de la vegetación de ribera puede afectar a las características físico-químicas del agua y a la calidad general del cauce.
- Las sales empleadas para eliminar el hielo en las carreteras y otros productos químicos que se añaden en la fase de explotación o uso de la infraestructura modifican las propiedades físico-químicas del suelo, tales como la conductividad y el pH. Las plantas se ven muy afectadas por la toxicidad producida por el aumento en las concentraciones de iones del suelo y la dificultad para captar agua de él. Estas modificaciones pueden favorecer la aparición de nuevas comunidades de plantas y animales, formadas por especies tolerantes a la sal (comunidades halófilas).
- El viento que se crea por el paso de los coches o por la apertura de corredores tiene un impacto adicional sobre las comunidades vegetales y animales adyacentes.
- Las emisiones de los vehículos, las partículas procedentes del deterioro de los neumáticos, las pérdidas de aceite, el ruido y otro tipo de molestias pueden extenderse desde el borde de la carretera a una distancia variable, produciendo impactos diversos sobre las comunidades naturales.

- El polvo generado por el tráfico, depositado sobre las hojas, puede afectar a los procesos de fotosíntesis y transpiración de las plantas.
- Las actividades asociadas a las carreteras, como estaciones de servicio, áreas de peaje, control y mantenimiento, etc., generan, además, diversos impactos adicionales.



Figura 8. Pérdida de la vegetación de ribera por el paso superior de la Autopista R4. Esta pérdida provoca, a su vez, impactos en la estructura y funcionamiento del río (Foto: Nerea Aizpurua y Adoración Gómez).

Todos estos impactos, y muchos más de los que aún no somos conscientes, requieren una actuación previa y posterior para evitarlos, atenuarlos o corregirlos. En la mayoría de los casos, el primer objetivo es hacer frente a las nuevas superficies generadas. Los taludes son, junto con zonas interiores de enlaces, préstamos, vertederos y demás zonas no asfaltadas de la plataforma, el foco principal de las actuaciones de restauración. Y el primer paso se da actuando sobre la vegetación. O sobre la falta de ella.

IV. REVEGETACIÓN DE TALUDES, UN PRIMER PASO... ¿EN FALSO?

En el diseño de taludes, la revegetación y la obra civil siguen criterios contrapuestos (*principio de incompatibilidad*). Si el establecimiento de una cubierta vegetal requiere sustratos francos que faciliten la progresión subterránea del vegetal, la estabilidad estructural de la obra exige que los taludes de terraplén se encuentren altamente compactados. Por ello, los terraplenes se construyen mediante sucesivas tongadas de unos 30 cm de potencia y los desmontes sufren un refino mediante ripado o voladuras en líneas con retardadores. La acusada disminución de la porosidad del suelo da lugar a una superficie impenetrable, de escasa permeabilidad, que alcanza temperaturas más elevadas que el entorno para el desarrollo de la microflora y fauna edáfica. La disparidad de criterios se repite en relación con el contenido del sustrato en materia orgánica. Su valor como fuente de nutrientes y, sobre todo, su capacidad de retención hídrica favorece el desarrollo vegetal, al tiempo que compromete la estabilidad de los taludes.

La solución habitual a este conflicto implica un compromiso entre los objetivos de la restauración y la obra civil, que se traduce en la realización de labores someras destinadas a facilitar la germinación y el enraizamiento inicial. Estas medidas consisten en el extendido de tierra vegetal, cuya potencia oscila entre 15 y 30 cm, o en el uso de mulches o acolchados, definidos como recubrimientos permeables de materiales orgánicos, naturales o sintéticos, biodegradables, que favorecen la retención de agua y reducen el riesgo de erosión.

El éxito de estas labores posteriores depende de variables clave, entre las que destacan:

1. La pendiente. Cuanto más vertical es un talud, mayor dificultad ofrece para la revegetación y mayores son los costes. La pendiente es un cociente entre la diferencia de cota (v) y la proyección horizontal de la distancia recorrida (h), en este caso por un talud. Los proyectos de obra suelen determinar una inclinación para terraplenes de 2h:1v y para los desmontes más tendidos de 3h:2v, referidos así tradicionalmente por aplicación del sistema acotado, o de planos acotados, al trazado de las infraestructuras. Por encima de este último valor no

se realizan aportes de tierra vegetal. De hecho, a medida que la inclinación se aproxima a este umbral, se agrava el riesgo de inestabilidad, que en caso de manifestarse no solo cancela el efecto benefactor de estos aportes sobre la cubierta, sino que resultaría en costosos aterramientos de las cunetas. Este riesgo se incrementa a medida que aumenta la potencia de la capa extendida y la longitud de los taludes. Para pendientes iguales o superiores a 1:1, los proyectos de obra no suelen proponer medidas restauradoras.

La inclinación interacciona con variables ambientales relevantes, como la interceptación de radiación solar, la temperatura y la disponibilidad hídrica. Estas interacciones dependen también de la orientación de los taludes. Así, en taludes orientados a solana, una mayor inclinación determina una mayor exposición a la radiación, mientras que en umbría, el incremento de la pendiente tiene el efecto contrario.

2. Calidad de la tierra vegetal. Es probablemente el factor más determinante del éxito de las actuaciones. Su acción es múltiple: fertilidad por su contenido en materia orgánica y nutrientes, aporte del banco de semilla y de simbiontes (hongos micorrizógenos y bacterias fijadoras de nitrógeno), penetrabilidad gracias a su efecto sobre la textura, higroscopicidad y pH. En aquellos taludes en los que no se extiende por ahorrar costes, por tratarse de desmontes o por su excesiva pendiente, la revegetación es notablemente más lenta y en ocasiones infructuosa. El acopio de la tierra vegetal durante los movimientos de tierras generados durante la fase de construcción de la infraestructura es un aspecto delicado que afecta a la utilidad y valor para la restauración de la tierra vegetal (Figura 9).

3. Carestía de nutrientes. Se intenta resolver a corto plazo mediante el uso de fertilizantes solubles, y en un creciente número de ocasiones con abonos de liberación lenta. Sin embargo, el aporte es con frecuencia insuficiente y resulta determinante el contenido en nutrientes del extendido de tierra vegetal, que a su vez favorece su retención y su uso gradual por la vegetación.

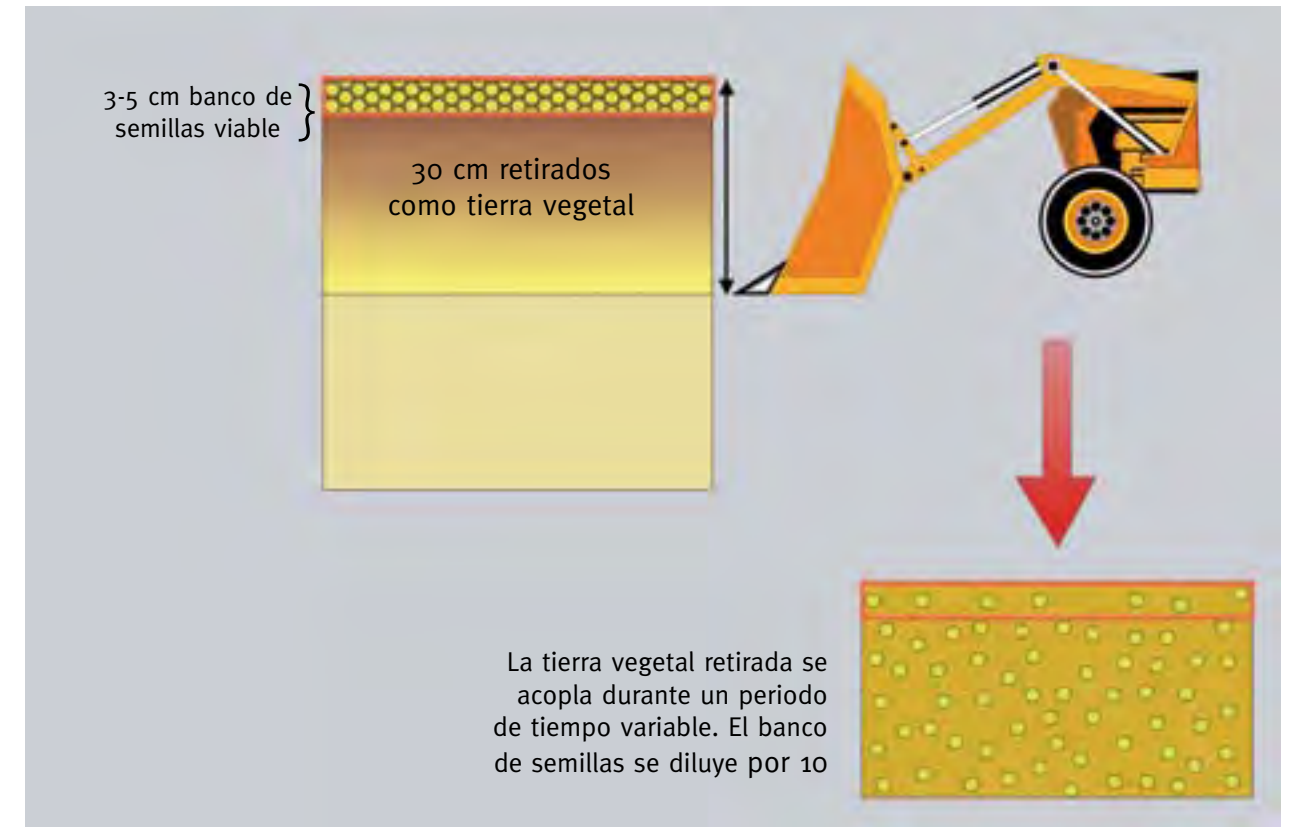


Figura 9. La denominada en obra “tierra vegetal” se corresponde con los primeros 30-40 cm del suelo, que se retira de todas las superficies que se verán afectadas por movimientos de tierra. En esta capa están importantes nutrientes y sobre todo numerosas semillas que permitirán la regeneración de la cubierta vegetal. El almacenamiento de la tierra vegetal es crítico, no puede mantenerse mucho tiempo, porque se pierde la viabilidad de muchas semillas. También es crítico el efecto dilución del banco de semillas, al mezclarse con otros sustratos o suelos sin semillas o al decantarse (Figura: Ignacio Mola).

4. Interacción con la obra civil. Las principales fuentes de conflicto son:

- Realización de siembras y plantaciones fuera de época como consecuencia de las exigencias del *plan de obra*. Dado que el proyecto suele exigir dos años de garantía, el contratista se encuentra con un mayor volumen de marras a reponer. Este hecho puede encarecer el presupuesto de revegetación hasta en un 50%.
- Retraso de las siembras. En este caso, al igual que si lloviera torrencialmente antes de que se cumplieran 15 días tras la diseminación de las semillas, es de esperar que se disparen fenómenos erosivos y de inestabilidad de

taludes. Es notable que más del 10% de las siembras suele repetirse.

- Efectos negativos derivados de la simultaneidad entre obra civil y restauración: caída de escombros, paso de maquinaria, etc.
- Perfilado o refino de taludes con posterioridad a la ejecución de siembras y plantaciones, o al establecimiento espontáneo de una cubierta vegetal.
- Vertido de los materiales procedentes de la limpieza de cunetas sobre los taludes sembrados, plantados o cubiertos por vegetación espontánea.
- Instalación de pasarelas, drenajes, o medios auxiliares en taludes revegetados previamente.

5. Deficiencias en la ejecución de los trabajos. Las labores de revegetación de los taludes se realizan en el tramo final del periodo de ejecución de la infraestructura. El balance económico adverso, la multiplicidad de subcontratas, la inmediatez de la fecha de entrega, la exigencia de un acabado patentemente verde en la inauguración son causas frecuentes de errores y efectos no deseados.



Figura 10. La hidrosiembra es una técnica habitual para sembrar semillas en amplias superficies, como los taludes que se generan al crear vías de transporte. La hidrosemebradora consiste en un vehículo equipado con un tanque o cisterna en cuyo interior se mantiene en el cóctel en permanente agitación para asegurar una mezcla homogénea. Los modelos de mayores dimensiones, como el que aparece en la imagen, cuentan con una torreta en la parte superior desde la cual proyectar con una manguera la siembra (Foto: María Altamirano; OHL).

V. EL SALTO DE LA PRÁCTICA ACTUAL A LA APLICACIÓN DE LOS PRINCIPIOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

El procedimiento habitual para la revegetación de taludes y, en general, para corregir los impactos generados por la construcción de las infraestructuras de transporte dista significativamente del que cabría seguir en el caso de que se aplicaran los principios fundamentales de la restauración ecológica. En la actualidad, los proyectos de obra civil utilizan el establecimiento de cubiertas vegetales como elemento constructivo para dotar de estabilidad geotécnica a los taludes generados como resultado de los movimientos de tierra. El ser humano lleva más de 9.000 años ejecutando movimientos de tierras con fines constructivos (c. 9.700 en Tell Abu Hureyra, Siria). Las técnicas (siembras y plantaciones) y los elementos (variedades de cultivo, fertilizantes, etc.) necesarios para establecer una cubierta vegetal se remontan aún más en el tiempo (c. 10.500 años en

6. Conflicto de intereses entre objetivos propuestos del proyecto de restauración. En la mayoría de los proyectos se proponen como objetivos independientes la atenuación de los impactos ambientales y el acondicionamiento estético. En consecuencia, se plantean para estos objetivos medidas correctoras independientes, cuando en la práctica interactúan. Así, es frecuente encontrar que las especies ornamentales elegidas para las plantaciones lineales en las márgenes de la vía son especies exóticas con un reconocido carácter invasor. De esta forma, se da la paradoja de que sobre la superficie del talud se valora positivamente la inclusión de especies autóctonas aportadas en el cóctel de hidrosiembra o con las plantaciones, y, sin embargo, en medianas o a pie de talud se favorece a las especies alóctonas capaces de propagarse con facilidad y transformar el medio dificultando el ingreso de ejemplares autóctonos o, incluso, alcanzando espacios naturales en los que su establecimiento puede causar graves daños ambientales.

En resumen, la revegetación de taludes es un primer paso habitual en la restauración de áreas afectadas por infraestructuras de transporte, pero su ejecución se apoya frecuentemente en criterios agronómicos y no ecológicos. Además, colisiona con numerosos aspectos técnicos y prácticos relativos a la planificación, construcción y funcionamiento de las infraestructuras.

el Creciente Fértil). La adaptación de los principios y técnicas de cultivo a los fines de la obra civil ha sido un largo proceso que en las últimas décadas ha dado lugar a técnicas tan específicas como la hidrosiembra (Figura 10). Su desarrollo ha originado maquinaria específica (hidrosemebradoras) y cócteles de siembra complejos (mezclas comerciales de semillas, abonos solubles y de liberación lenta, copolímeros, colorantes, mulches, estabilizantes) que permiten el establecimiento de una cubierta vegetal eficaz contra la erosión en un plazo inferior a un mes, aun en superficies de elevada pendiente o difícil accesibilidad.

Desde finales del siglo pasado, los proyectos de obra civil han incorporado la reconstrucción del medio natural entre los objetivos perseguidos. Dependiendo

del rigor del proyecto, esta meta puede confundirse con la integración estética en el paisaje local o puede ambicionar la restauración de un mosaico de ecosistemas en consonancia con las condiciones del entorno. En este segundo caso, no se trata de adecuar las técnicas convencionales para obtener un beneficio añadido, sino que se está planteando un salto cualitativo para el que se requiere una base conceptual diferente, aunque no opuesta.

Frente a los métodos habituales, los principios básicos que deberían inspirar los nuevos protocolos son extraordinariamente recientes. El concepto de *paisaje* como ente singular, no como marco, tiene menos de 500 años, el concepto de *comunidad vegetal* menos de 200, el de *evolución* menos de 150, el de *sucesión ecológica* menos de 90. A partir de los años ochenta del siglo xx, la demanda de instrumentos que permitieran ralentizar la tasa de extinción de especies y recuperar sus hábitats condujo a la revisión de las bases fundamentales de la ecología. Aparece con ello una nueva síntesis denominada ecología de la restauración. En el marco de la obra civil, la revisión de los criterios desde esta nueva perspectiva supone pasar de los planteamientos agronómicos a los ecológicos, lo cual se concreta en desplazar el centro de atención desde los elementos hacia el sistema. Esta afirmación, que puede parecer teórica, permite distinguir entre aquellos protocolos que a lo sumo favorecen la estabilidad y aquellos otros diseñados para además orientar y catalizar la reconstrucción de ecosistemas. Aquellos autores de proyectos, jefes y directores de obra, auditores ambientales, responsables de programas de vigilancia ambiental, técnicos ambientales que cifran la calidad en la selección de especies son herederos del planteamiento agronómico tradicional: son especialistas en elementos. Esta perspectiva todavía inspira la mayor parte de los proyectos de obra en la actualidad. Así, se recomienda el aporte de nutrientes, el extendido de una gruesa capa de tierra vegetal y la evaluación del éxito de las siembras atendiendo a valores de cobertura, con independencia de las características de la matriz circundante no alterada. Desde la perspectiva agronómica se ha realizado un esfuerzo por revalorizar los protocolos convencionales introduciendo nuevos elementos. Así, las mezclas de hidrosiembra se enriquecen añadiendo un porcentaje de semillas de especies autóctonas. Estas propuestas adolecen, sin embargo, de una visión sistémica de la restauración.

En contraste, desde una perspectiva centrada en el sistema, la calidad de las propuestas y resultados se deberá basar en la restitución de los procesos ecológicos clave. Según la Sociedad Internacional

para la Restauración Ecológica, el objetivo es asistir la evolución del espacio degradado. Este énfasis en los procesos es crucial cuando se trata de restaurar ambientes severamente alterados (Whisenant 1999), tales como desmontes o terraplenes de infraestructuras lineales. Se debe prestar un menor interés a la estructura del ecosistema a recrear (disponibilidad de nutrientes y agua, presencia de especies dominantes) para dedicar una mayor atención a los procesos que regulan los flujos de los recursos limitantes dentro y a través de las células del paisaje a recuperar.

Los procesos clave son:

1. La estabilidad y el control de la erosión.
2. La hidrología.
3. El ciclo de los nutrientes.
4. La captura y transferencia de la energía.

Administraciones, ingenierías y constructoras tendrán que optar ante la dicotomía existente entre mantener los protocolos convencionales, ligeramente mejorados con, por ejemplo, la incorporación de semillas de especies autóctonas o con aportes de tierra vegetal de potencia mayor, y revisar dichos protocolos desde la óptica de la restauración ecológica, esto es, de la restitución de procesos.

El principal escollo en el diseño de nuevos protocolos desde la perspectiva de la ecología de la restauración reside en que se conoce muy poco sobre el funcionamiento de los procesos clave en los taludes. Las comunidades vegetales que se establecen de forma espontánea en los taludes de carretera difieren, en contra de lo esperado, de las catalogadas como ‘comunidades ruderales o de bordes de caminos’. Algunos científicos han propuesto que aquellos ecosistemas que presentan una composición de especies con abundancias relativas que no se habían encontrado previamente en un amplio territorio de clima homogéneo sean denominados ecosistemas emergentes (Hobbs *et al.* 2006). Ejemplos de ecosistemas emergentes son los bosques tropicales lluviosos sabanizados por la apertura de vías de comunicación, las granjas abandonadas de moluscos y crustáceos en manglares y los matorrales mediterráneos alterados por la contaminación atmosférica, la invasión de especies exóticas y el sobrepastoreo. La novedad de todos estos ecosistemas introduce un elevado grado de incertidumbre sobre cuál debería ser el ecosistema de referencia que permita orientar

el horizonte de las actuaciones de restauración. Si las comunidades de desmontes y terraplenes forman parte de ecosistemas emergentes y no pueden identificarse con ninguna de las etapas de las series de vegetación descritas, las comunidades maduras que

habitan en las laderas dejan de ser una referencia válida. De ser este el caso, es aún más acuciante centrar las actuaciones en la restitución de procesos más que en aproximar la composición florística a la de una determinada comunidad diana.

VI. SIETE RAZONES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ÁREAS AFECTADAS POR INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE

Razón 1: por su extensión

Según el Anuario 2009 publicado por el Ministerio de Fomento, se calcula que la densidad de carreteras en España es de 0,328 km/km² (Figura 11 y Tabla 1). Este dato permite estimar la superficie total que ocupan las superficies a restaurar de carreteras en el Estado. Analizando los distintos tipos de vías, la estimación asciende a unos 5.000 km². Este valor es notablemente

superior al de otros escenarios en los que desde los años setenta se exige la ejecución integral de un plan de restauración, como es el caso de las escombreras generadas como consecuencia de actividades extractivas. Así, la superficie estimada ocupada por estos escenarios equivale a más de 250 veces la superficie total de la escombrera de la corta de carbón de Puentes de García Rodríguez en La Coruña (800 ha), probablemente la de mayores dimensiones del Estado español.

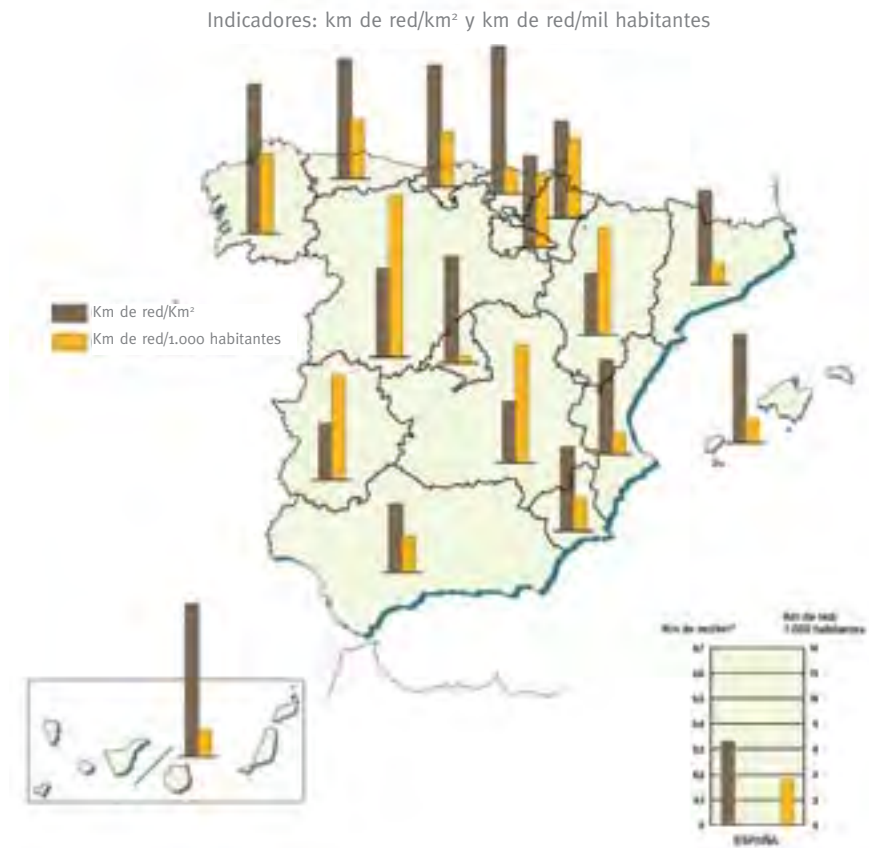


Figura 11. Dos indicadores de la red de carreteras española para las diferentes comunidades autónomas: kilómetros de red por kilómetro cuadrado (barras en color gris), y kilómetros de red por cada mil habitantes (barras en color amarillo). Tomado del Anuario estadístico 2009, Ministerio de Fomento.

En el ámbito de la conservación de la biodiversidad, esa estimación de la superficie ocupada por las superficies de carretera a restaurar equivale a 10 veces la extensión de un parque nacional tan emblemático como Doñana (50.720 ha). Parece, a nuestro juicio, una negligencia el limitar el tratamiento de una superficie tan extensa a soluciones estándares, alejadas de los rigurosos criterios de la restauración ecológica, como herramienta para la conservación

de la diversidad biológica. Hasta el presente, estos criterios se han aplicado, en todo caso, a la integración paisajística de espacios generados tras la eliminación de infraestructuras abandonadas. Las razones expuestas más abajo en lo referente a su geometría, singularidad e integración en el funcionamiento ecológico del mosaico de ecosistemas justifican, a nuestro juicio, que se reconsidere y revise esta práctica.

Tabla 1. Red de carreteras del Estado, Comunidades Autónomas y Diputaciones y Cabildos según su tipología(*).

AÑOS	RED NACIONAL TOTAL	TOTAL VÍAS DE GRAN CAPACIDAD	AUTOPISTAS DE PEAJE	AUTOVÍAS	CARRETERAS DE DOBLE CALZADA	RESTO DE LA RED	OTRAS CARRETERAS
1970	139.212	203	82	121	-	139.009	-
1980	149.576	1.933	1.530	403	-	147.643	-
1985 ⁽¹⁾	153.253	2.925	1.798	498	629	150.328	168.470
1990	156.243	5.624	1.887	2.806	931	150.619	168.470
1994 ⁽²⁾	162.169	7.748	2.023	4.474	1.251	154.448	168.470
2000	163.557	10.443	2.202	6.847	1.394	153.114	168.470
2008 ⁽²⁾	165.008	15.105	2.997	10.521	1.587	149.903	168.470
2009 ^(p)	165.463	15.621	3.016	11.005	1.599	149.843	168.470

Datos obtenidos del Anuario Estadístico 2009. Ministerio de Fomento.
Fuente: DG de Carreteras (Ministerio de Fomento), comunidades autónomas y diputaciones.
(*) Además de este viario, los ayuntamientos (dato 1998) tiene 489.698 km, de los cuales 361.517 km son interurbanos y, además, existen 11.355 (dato 1998) de viario de otros organismos.
(1) A partir de 1985 aparece la tipología de carreteras de doble calzada y se hacen homogéneas las series teniendo en cuenta esta clase de carreteras. Además, se incluyen otras carreteras o caminos vecinales a cargo de los ayuntamientos, ICONA, IRYDA, Ministerio de Defensa, organismos autónomos y otros organismos.
(2) Se elabora en este año un nuevo inventario en la red de carreteras del Estado
(p) Datos provisionales.

Razón 2: por su geometría

A pesar de su vasta extensión, el aprovechamiento potencial de este espacio viene drásticamente condicionado por su geometría en estrechas franjas a ambos lados de la vía. El desarrollo de la Ecología del Paisaje, en su acepción anglosajona (Forman y Godron 1986), y del análisis de las repercusiones de la fragmentación de hábitats, evidencia las limitaciones de la geometría de los taludes de carretera para acoger ecosistemas maduros o complejos, dado que se trata de espacios marginales sometidos a un intenso efecto borde. En

este contexto, el efecto borde se define como la permeabilidad a los impactos causados por la proximidad de la vía. La penetración de este efecto es diferente para cada especie y para cada hábitat (Tabla 2). Este fenómeno debe reflejarse tanto en las propuestas de restauración ecológica como en el espacio disponible para su ejecución. La normativa deslinda, desde la Ley 25/1988 de Carreteras y Caminos, tres zonas anidadas de influencia de la vía: la de dominio público, de servidumbre y de afección. En autopistas, autovías y vías rápidas, la zona de dominio público se extiende hasta 8 m desde la arista exterior de la explanación (es decir,

desde la intersección del talud con el terreno original adyacente). La zona de servidumbre se extiende 25 m desde el mismo eje y la de afección alcanza los 100 m. La Ley andaluza 8/2001, probablemente la norma de carreteras más avanzada en materia ambiental, delimita el espacio en el que deben ejecutarse las medidas y proyectos de integración ambiental y restauración paisajística. Así, dentro de la zona de servidumbre legal, el uso de los terrenos por sus propietarios o titulares están supeditados a su compatibilidad con la integración ambiental y paisajística de la carretera. Asimismo, las medidas de integración ambiental o restauración del paisaje podrán ocupar las zonas de afección, que incluso podrán ampliarse más allá de los 100 m desde

la explanación, si existen razones ambientales que lo justifiquen a juicio de la Administración.

En conclusión, los taludes son espacios afectados por la existencia y funcionamiento de la vía, pero la publicación de normas tan avanzadas como la andaluza permite diseñar y ejecutar protocolos de restauración ecológica en un espacio que no solo no se circunscribe al de la explanación, sino que puede ocupar toda la superficie que se considere oportuna por su vinculación desde un punto de vista ecológico, lo cual abre la puerta a que se pueda proyectar algo más ambicioso que el simple maquillaje verde.

Tabla 2.
Efectos de la penetración de efecto de borde de las carreteras asfaltadas en diferentes grupos de mamíferos y aves.

GRUPO	HÁBITAT	ALCANCE DEL EFECTO (M)
Ungulados	Bosque	90-200
Osos	Bosque	2.500 (con tráfico)
Osos	Bosque	740 (sin tráfico)
Linces	Bosque	100
Lobos	Bosque	2.000
Insectívoros	Bosque	800
Limícolas	Prados	2.000 (tráfico denso)
Limícolas	Prados	625 (poco tráfico)
Varias especies de aves	Prados	810
Varias especies de aves	Bosque	100-680
Varias especies de aves	Cultivos	300

Fuente: Elaborado a partir de Delgado, J.D. 2003

Razón 3: por su singularidad

En botánica, se ha acuñado el término de vegetación ruderal o viaria para reunir a aquellas comunidades vegetales propias de bordes de caminos, sometidas a constantes perturbaciones, entre ellas el pisoteo de los transeúntes. Se trata de comunidades formadas por especies cosmopolitas, es decir, de amplia distribución en el planeta. Sin embargo, no es este el perfil de la flora que se encuentra en los taludes

de carretera. En un territorio florísticamente pobre, como el Reino Unido, el 43,5% de las especies aparecen representadas en los taludes (Way 1977). En la Comunidad de Madrid, caracterizada por una elevada riqueza de especies vegetales, un estudio detallado de la flora de los taludes (López Jiménez *et al.* 2004) observaba que nada menos que el 14% de los taxones de este territorio aparece representado en ellos, es decir, 385 de 2.684; siendo el contingente más numeroso no el cosmopolita, sino el

mediterráneo (Figura 12). Cabe destacar que también hay una importante representación de especies exóticas (introducidas procedentes de otros territorios, alóctonas), e incluso un 3% de endemismos.

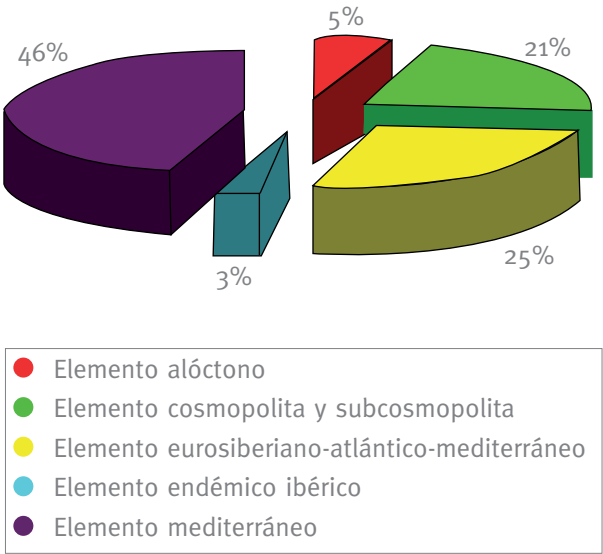


Figura 12. Representación gráfica del porcentaje de taxones perteneciente a cada uno de los distintos elementos corológicos identificados en la flora de los taludes madrileños. Fuente: López Jiménez, N. 2004. VII Congreso Nacional de Medio Ambiente.

Algunas de las comunidades vegetales descritas o reconocidas en taludes de carretera también se encuentran en otras localizaciones: taludes artificiales creados en la construcción de otras infraestructuras o edificaciones, paisajes agrícolas, espacios naturales protegidos. Sin embargo, también se han descrito comunidades vegetales que alcanzan su mayor riqueza y complejidad en taludes de carretera y rara vez se encuentran en otros enclaves (Schaffers y Sýcora 2002). La singularidad de las comunidades vegetales en estos enclaves viene dada por tres contingentes:



Figura 13. En la obra *Las amapolas* de Claude Monet (1873) ya se aprecia una mayor frecuencia de estas plantas en el terraplén que en los campos de labor.

Especies exóticas. La frecuencia de estas especies en las comunidades de taludes de carretera es mayor que en otras formaciones comparables alejadas de la vía (Hansen y Clevenger 2005).

1. Especies nativas arvenses y de pastizales. El abandono de las técnicas tradicionales de cultivo y de ganadería extensiva, el uso de herbicidas, la pérdida de tierras agrícolas, son las causas principales de la desaparición progresiva de especies arvenses, ruderales y de pastizales que hasta hace poco tiempo eran muy comunes (Figura 13). Los taludes de carreteras pueden actuar como refugio (Tikka *et al.* 2000) e incluso como corredores que favorezcan su propagación y contribuyan a reducir su riesgo de extinción (Tikka *et al.* 2001).
2. Especies que toleran el régimen de perturbaciones. En cualquier ecosistema, la presencia de un determinado mosaico de comunidades de organismos viene determinado por el régimen de perturbaciones (fuegos, inundaciones, etc.). En los taludes de carretera, ese régimen viene definido por las operaciones de mantenimiento de la vía (vertido de tierras procedentes de la limpieza de cunetas, siegas, podas, etc.). En consecuencia, las operaciones de mantenimiento determinan tanto la vegetación como la fauna de los taludes. Así, entre las especies leñosas, las operaciones de limpieza mecánica (grado o fresado) parecen estar seleccionando a las especies rebrotadoras frente a las que carecen de esta cualidad (Spooner 2005). Es sabido que las labores de siega alteran la frecuencia con la que aparecen en estos medios distintos mamíferos de pequeño porte (Meunier *et al.* 1999).

Este efecto modelador de las operaciones de mantenimiento podría aprovecharse con el fin de potenciar el papel de los taludes como refugio y corredor para el desplazamiento de especies vegetales, e incluso como sumidero de las emisiones de dióxido de carbono.

3. Especies nativas en entornos transformados. La agricultura intensiva y la urbanización han relegado a la flora espontánea local a los taludes de carretera, convirtiéndose estos en la mejor representación de las especies y comunidades autóctonas, cuando no en el último reducto (Figura 14). La conservación de las franjas de vegetación nativa en las márgenes de las vías de transporte se ha reclamado incluso en marcos tan emblemáticos como la Amazonía brasileña, territorio en el que la subvención de la expansión de las tierras agrícolas ha conducido a que se pongan en cultivo incluso los taludes de carretera (Allen 1997).



ESPECIES INVASORAS

Debido a la severidad de las alteraciones, los espacios afectados por movimientos de tierras son susceptibles de ser colonizados por especies invasoras. Se muestran seis ejemplos de especies catalogadas como invasoras (Sanz Elorza *et al.*, 2004*) que han sido detectadas en taludes de carretera. De izquierda a derecha y de arriba abajo: coniza del Canadá (*Conyza canadensis*), hierba del asno (*Oenothera glazioviana*), árbol del cielo

(*Ailanthus altissima*), aquilea amarilla (*Achillea filipendulina*), amapola de California (*Eschscholzia californica*) y chumbera (*Opuntia maxima*). Autor: Ignacio Mola.

*Sanz Elorza M., Dana Sánchez E.D. & Sobrino Vesperinas E., eds. 2004. *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

GÉNERO CENTAUREA

Las centaureas son un género de plantas (*Centaurea*) que bien sirven de ejemplo de la elevada diversidad florística existente en los taludes de carretera. Se muestran en la lámina seis ejemplos de especies de este género que se pueden encontrar en estos medios en diferentes puntos

de la Península Ibérica. De izquierda a derecha y de arriba abajo: centaurea (*Centaurea seridis*), rompe piedras (*C. aspera*), abrepuños (*C. calcitrapa*), garbanzos del cura (*C. alba*), clavel de San Juan (*C. cyanus*) y arzolla (*C. ornata*). Autor: Ignacio Mola.



Figura 14. En vastas extensiones del Estado australiano de Victoria, la vegetación espontánea autóctona solo se conserva en las riberas de los ríos y en los taludes de infraestructuras lineales, como consecuencia de la ocupación del territorio por la agricultura. En la imagen puede apreciarse la banda de vegetación espontánea en las márgenes de la carretera en una matriz de campos arados.

Razón 4: por su interacción con el entorno

La interacción ecológica de los taludes de las vías de transporte con su entorno inmediato deriva de su condición de corredores. Es decir, por su geometría canalizan flujos longitudinales y constituyen barreras para flujos transversales. Sus dimensiones, además, les fuerzan a atravesar una amplia representación de ecosistemas. Si bien todas las interacciones son potencialmente relevantes, es evidente que estos efectos son particularmente notables cuando el trazado de la vía atraviesa espacios naturales de interés o particularmente sensibles.

1. **Conectividad.** La conectividad de las vías de comunicación con su entorno tiene dos importantes efectos que son antagónicos y ocurren de forma simultánea: el efecto barrera y el efecto conector.

Efecto barrera. Las vías de comunicación como barreras fragmentan poblaciones tanto de animales como de vegetales. La construcción de pasos de fauna pretende evitar la irrupción de animales en las calzadas y facilitar el que puedan franquear el obstáculo que representa la vía. La restauración ecológica en el entorno de la vía puede contribuir

a mejorar la eficiencia de estos pasos. El concurso de la restauración ecológica es especialmente relevante en el caso de los grandes pasos superiores con tipología constructiva de falso túnel destinados a ungulados y carnívoros, conocidos como ecoductos o conectores de paisaje. La eficiencia de estos ecoductos depende, además de sus dimensiones y ubicación, del éxito en la ocultación de la vía y en la recreación del paisaje a lo largo del recorrido de estos pasos de fauna.

Frente a este efecto barrera negativo, los taludes de carretera podrían ejercer un efecto barrera positivo, cuando el objetivo es apantallar las emisiones procedentes del tráfico rodado. Fundamentalmente, ruidos y contaminantes. En el caso de los ruidos, es sabido que la eficacia como aislante acústico de una cubierta vegetal de reducido porte es muy deficiente. Sin embargo, puede desempeñar un papel relevante como filtro de partículas, de emisiones de gases contaminantes como óxidos de nitrógeno, e incluso como sumidero de dióxido de carbono (Forman *et al.* 2003). La capacidad de la actividad vegetal en el entorno de la vía como sumidero de CO₂ depende del aprovechamiento que se le dé a los restos vegetales cosechados.

Efecto conector. Los taludes también pueden funcionar como conectores, contribuyendo a aminorar los efectos de la fragmentación de hábitats y poblaciones. Con frecuencia, se ha asumido que las márgenes de carretera mantienen poblaciones de especies vegetales forestales solo como consecuencia de la colonización reiterada de individuos procedentes de fragmentos de bosque conservados en el entorno, sin que puedan completarse los ciclos vitales de estas especies en los taludes debido al marcado efecto borde y al drástico régimen de perturbaciones en este medio. Sin embargo, algunos autores sostienen que los taludes pueden funcionar como hábitats estables e incluso como corredores que permitan conectar fragmentos alejados de formaciones vegetales aisladas en el seno de matrices transformadas por la agricultura y la urbanización (Deckers *et al.* 2005). Pequeños núcleos poblacionales de especies vegetales amenazadas podrían actuar como conectores, a modo de ‘cadena de trampolines’ (conocidos en inglés como *stepping stones*), que, propiciarán la propagación de frutos, semillas, polen, esporas, polinizadores, dispersores de frutos, manteniendo la funcionalidad del conjunto de fragmentos, es decir, de la metapoblación. El hecho de que los taludes pudieran cumplir este papel de conectores no es trivial. En caso de que estos corredores fueran eficaces, podrían tener un papel en la conservación de especies en el marco del cambio climático, al ofrecer vías de migración, reduciendo el riesgo de extinción de los taxones sensibles (Tikka *et al.* 2001). Sin embargo, para cumplir estos objetivos es preciso revisar y adecuar las prácticas actuales de mantenimiento y limpieza de los espacios anejos a la vía.

2. **Propagación de invasiones biológicas.** Es un hecho indiscutible que de entre todas las especies animales y vegetales introducidas, procedentes de territorios geográficamente alejados, el 1% altera drásticamente el funcionamiento ecológico de los territorios invadidos con efectos no deseados en la economía local, en la forma de vida en los asentamientos humanos afectados y en la conservación del patrimonio natural. Tal como se

ha destacado en el epígrafe anterior, los taludes de carretera son enclaves enriquecidos en especies exóticas que, dada su geometría, podrían propiciar su propagación.

En España, este fenómeno se ha visto agravado tanto por el desconocimiento de este fenómeno por parte de los responsables del diseño, ejecución y gestión de las infraestructuras (Figura 15), como por el divorcio en los proyectos de obra entre los objetivos de integración ambiental y de acondicionamiento estético. A la hora de estimar el riesgo, debe tenerse en cuenta que tanto la frecuencia de invasiones como su propagación a lo largo de la vía se ve favorecida por la disponibilidad de recursos (agua y nutrientes), por lo que será mayor en la España atlántica que en la mediterránea.



Figura 15. Manuales técnicos publicados por la Administración española (Ruiz de la Torre, 1990) recomiendan expresamente el uso del ailanto en proyectos de obra civil, a pesar de que esta especie está considerada como uno de los invasores más agresivos en la cuenca del Mediterráneo. En la imagen, los ejemplares de ailanto no son plantados, sino que se propagan espontáneamente por los taludes de la Ciudad Universitaria de Madrid.

Razón 5: por su potencial para promover valores naturales, culturales y educativos

Actualmente, los objetivos que se persiguen en los proyectos de revegetación de taludes de carretera son cuatro: 1) estabilización geotécnica de los taludes y control de la erosión; 2) integración visual en el paisaje, 3) adecuación estética, y 4) seguridad vial.

¿ES LA RESTAURACIÓN DE TALUDES DE LA RED VIARIA UN EJERCICIO DE JARDINERÍA O DE CONSERVACIÓN DEL PATRIMONIO NATURAL?



La integración paisajística frecuentemente es el objetivo principal de la restauración de la cubierta vegetal en espacios afectados por obras civiles. La eficacia de esta función en amplias extensiones de la Península Ibérica es cuestionable, debido a la profunda transformación antrópica del paisaje en la Cuenca del Mediterráneo. A lo largo de vastas extensiones, los taludes de carreteras y vías del ferrocarril deberían ser sembrados con cereales, abandonados o simplemente asfaltados, si lo que se pretende es su convergencia con el

paisaje circundante. La falta de un referente inmediato de cubierta vegetal silvestre atribuiría a la restauración una función puramente estética, siendo sus protocolos técnicos un ejercicio de ajardinamiento.

La escasa ambición de este planteamiento contrasta con la estrategia adoptada en países como Australia. En las zonas más pobladas del país, el paisaje es una sucesión de explotaciones agrícolas sin solución de continuidad, los márgenes de las principales carreteras son los únicos reductos en los que se mantiene la vegetación autóctona. Las bandas de vegetación de entre 10 y 200 m a los lados de estas vías constituyen una enorme red cuya extensión solo en el estado de Victoria supera los 5.500 km². El reconocimiento del valor ecológico de este entramado de corredores ha conducido a su denominación como reservas (*road reserves*). Su gestión compete a las administraciones responsables del transporte y del medio ambiente, asesoradas por comités científicos.

Estos objetivos no contemplan ni la singularidad de las comunidades de organismos asociados a la vía, ni el valor de los taludes por su interacción ecológica con el entorno. Las reflexiones presentadas en los cuatro epígrafes anteriores sugieren que el nivel de ambición de las propuestas puede ser muy superior. Ese salto cualitativo estaría vinculado a la incorporación de criterios ecológicos en la transformación del territorio. El diseño, ejecución y gestión del acondicionamiento de los taludes de las infraestructuras de transporte podría llegar a perseguir tanto la conservación de la biodiversidad como la educación ambiental.

Conservación de la biodiversidad. Los objetivos particulares en el entorno de la infraestructura serían los siguientes:

- Asegurar la calidad de las aguas y el control de la erosión en el entorno de la vía.
- Proteger y favorecer los restos conservados de vegetación nativa.

- Identificar y proteger las especies amenazadas de flora y fauna.
- Ubicar en función del entorno y acondicionar los taludes como corredores para el desplazamiento de la flora y fauna nativa.
- Acondicionar los taludes como hábitats para la vida silvestre, preservando los recursos necesarios para el desarrollo de las comunidades de microorganismos, vegetales, de aves, reptiles, mamíferos, etc.
- Restablecer la vegetación nativa mediante protocolos que propicien la regeneración natural o mediante restauración activa.
- Identificar, restaurar y proteger las riberas y humedales en el entorno de la vía.
- Asegurar la conservación del banco de diásporas y formas de resistencia.

- Controlar la colonización y propagación de especies invasoras y de otras plagas o agentes patógenos.
- Regular el uso de los taludes por herbívoros.
- Regular quemadas controladas y evitar riesgos de incendio.
- Promover cubiertas vegetales que amortigüen las emisiones de contaminantes procedentes de la vía.
- Promover la capacidad de los taludes como sumideros de CO₂.

Educación ambiental. El objetivo general es divulgar los valores del patrimonio natural local, a través de la identificación y reconstrucción de paisajes representativos. Como objetivos particulares, incluye:

- Mantener y restaurar el atractivo visual del paisaje en el entorno de la vía.
- Identificar y proteger paisajes y enclaves con valor cultural o histórico.
- Regular el uso recreativo de la vía y su entorno.

Razón 6: por imperativo legal o exigencia normativa

La Directiva comunitaria 85/337/CEE considera, entre otros aspectos, que los efectos de un proyecto sobre el medio ambiente deben evaluarse para proteger la salud humana, contribuir mediante un mejor entorno a la calidad de vida, velar por el mantenimiento de la diversidad de especies y para conservar la capacidad de reproducción del sistema como recurso fundamental de la vida. La incorporación en España de esta Directiva 85/337/CEE al Derecho interno estatal se efectuó mediante el RDL 1302/1986, que experimentó sucesivas modificaciones, y el Reglamento que lo desarrolla, el RD 1131/1988. Con posterioridad, el RDL 1/2008, por el que se aprobó el texto refundido de Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, derogaba el RDL 1302/1986 y sus modificaciones y, finalmente, el RDL 1/2008 ha sido a su vez modificado por la reciente Ley 6/2010. Simultáneamente, la Directiva 85/337/CEE ha sido modificada por las Directivas 97/11/CE y 2003/35/CE.

En la actualidad, prácticamente la totalidad de los proyectos de infraestructuras de transporte, públicos

y privados, que correspondan a autopistas y autovías, vías rápidas y carreteras convencionales de nuevo trazado, modificación del trazado o duplicaciones de calzada de otras existentes en una longitud continuada de más de 10 km y las líneas de ferrocarril para tráfico de largo recorrido deben someterse a evaluación de impacto ambiental en la forma prevista en la Ley. Mientras que la obligatoriedad de someter a evaluación de impacto ambiental el resto de carreteras y líneas ferroviarias que quedan fuera del ámbito competencial del Estado, y no reúnan las anteriores características, se determina en las correspondientes normativas autonómicas.

De modo general, el proyecto para el tratamiento de los espacios afectados por las obras se articula en torno a los potenciales impactos ambientales. Desde los Reales Decretos 1302/1986 y 1131/1988, se establece que los estudios de impacto ambiental deben proponer las actuaciones necesarias para evitar, reducir o compensar los efectos ambientales negativos significativos. Estas acciones reciben el nombre de medidas protectoras (o preventivas), correctoras y compensatorias, respectivamente. La legislación básica de evaluación de impacto ambiental de proyectos, sumada a sus homólogas autonómicas, extiende el dominio de aplicación de estas definiciones al ámbito de las infraestructuras lineales que, desde el punto de vista de la ecología de la restauración, en el año 1998 se definía como un gigante dormido por Forman y Alexander; gigante por la extensión de superficie afectada y la trascendencia de la adopción de criterios ecológicos, y dormido por la exigua repercusión de sus planteamientos, aseveraciones por fortuna difíciles de mantener en la actualidad.

Razón 7: por una nueva visión en la construcción de infraestructuras

Dos iniciativas, una pública y otra privada, plantean en la actualidad la revisión de los criterios que se vienen empleando en la integración ambiental de las infraestructuras de transporte. De una parte, la elaboración del *Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte* (PEIT) con el objetivo de proponer las medidas que puedan contribuir a mejorar la competitividad económica, la cohesión territorial y social, y la seguridad y calidad del servicio desde los principios de racionalidad y eficiencia en el uso de los recursos (<http://peit.cedex.es/>). Entre las recomendaciones del Informe de Sostenibilidad Ambiental del PEIT, elaborado en enero de 2005, se planteaba la mejora de los procedimientos y las prácticas de evaluación ambiental a todos los niveles de decisión, el

incremento de la inversión en seguimiento y control ambiental de todos los elementos del sistema de transporte, y, de forma destacable, la mejora del conocimiento fáctico de las relaciones entre el medio ambiente, el territorio y el sistema de transporte a las diversas escalas que requiere el proceso de planificación del transporte, apoyar la I+D+i en tecnologías de disminución del impacto ambiental de las infraestructuras y de los equipos del transporte.

Para la consecución de estos objetivos, el PEIT se plantea una inversión de 248.892 millones de euros y el horizonte temporal del 2020, al que se llegará tras atravesar tres fases de desarrollo. En la actualidad, se ha completado la primera fase (2005-2008), en la que se persigue establecer las bases del cambio para el diseño de alternativas técnicas que mejoren el comportamiento ambiental del sector.

VII. ESTRUCTURA Y OBJETIVOS DEL LIBRO

El libro que el lector tiene en sus manos resume el conocimiento de un variado número de especialistas que se interesan por la atenuación de los impactos y por la restauración ecológica de las áreas afectadas por infraestructuras lineales. El libro repasa la información disponible para aspectos geomorfológicos, hidrológicos, edafológicos, botánicos, faunísticos, ecológicos y tecnológicos, los complementa con la realidad y la necesidad de los programas de seguimiento y vigilancia ambiental, y nos recuerda lo que la legislación vigente especifica sobre impactos, correcciones y restauraciones. Pero el libro no se queda ahí ya que pretende anticipar los cambios de paradigma que se vislumbran en cada disciplina y aportar sugerencias concretas para modernizar la aproximación al problema ambiental generado con la creación de estas infraestructuras.

En los capítulos centrales del libro, el lector no encontrará recetas concretas a seguir, pero si los principios que pueden dar lugar a estas recetas

La segunda iniciativa que plantea una revisión de los criterios con los que se viene diseñando y ejecutando la construcción de infraestructuras de transporte es la creación y puesta en marcha de la Plataforma Tecnológica de la Construcción, bajo el lema 'Hacia el 2030: Innovación y cambio eficiente del Sector de la Construcción'. Esta Plataforma pretende actuar sobre el nivel tecnológico del sector en España, y persigue la mejora de la eficiencia, de la productividad y de la seguridad, así como la disminución del impacto en el medio ambiente que el sector tiene actualmente. Para ello, la Plataforma está formada por representantes de todos los agentes del sector de la construcción en España. Para minimizar los impactos ambientales, esta Visión 2030 se plantea como reto alcanzable a corto plazo la reducción significativa de las áreas afectadas por los trabajos y la revegetación de espacios degradados empleando especies autóctonas.

específicas para cada caso. Se repasan los errores frecuentes y las enseñanzas que de ellos se pueden extraer, y se describen casos exitosos que pueden servir de referencia. El lector encontrará también fuentes adicionales de información, tanto trabajos científicos como fuentes documentales diversas y bases de datos en internet. El libro pretende ser útil para todos aquellos que trabajen en proyectos de infraestructuras de transporte o tengan interés por la aplicación de los principios de la restauración ecológica a unos ecosistemas cada vez mas importantes. Pero también busca desafiar los paradigmas actuales y la normativa vigente, abriendo temas que necesariamente deberán ser abordados con mas profundidad en un futuro a medida que sepamos más sobre estos ecosistemas nuevos, emergentes, que surgen tras la construcción de estas omnipresentes infraestructuras, y a medida que la sociedad en su conjunto vaya demandando un enfoque ambientalmente más exigente de las actividades humanas.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

Allen, A.C. 1997. Roadside habitats: a missing link in the conservation agenda. *The Environmentalist* 17: 7-10.

Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist* 26:130-141.

Bennett, A.F. 1990. Land use, forest fragmentation and the mammalian fauna at Naringal, South-western Victoria. *Aust. Wildl. Res.* 17:325-347.

Deckers, B., P. De Becker, O. Honnay, M. Hermy, y B. Muys. 2005. Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: effects of age and isolation. *Journal of Biogeography* 32:99-109.

Delgado, J.D. 2003. Efecto de borde de las carreteras en la laurisilva y el pinar de Tenerife. Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna.

Ferreras, P., J. Aldama, J.F. Beltrán, y M. Delibes, 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of iberian lynx (*Felis pardina* Temminck, 1824). *Biological Conservation* 61: 197-202.

Forman, R.T.T., y L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:207-231.

Forman, R.T.T. y M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

Forman, R.T.T., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R. France, C.R. Goldman, K. Heanue, J.A. Jones, F.J. Swanson, T. Turrentine, y T.C. Winter. 2003. *Road Ecology, Science and Solutions*. Island Press, Washington, D.C., USA.

Gilbert, F., A. Gonzales, I. Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem,. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265:577-582.

Hansen, M. J., y A. P. Clevenger. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125:249-259.

Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilá, R. Zamora, y M. Zobel. 2006. Novel ecosystems:

theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15:1-7.

López Jiménez, N., B. Cobaleda, V. Fernández, M. Costa, A. Hernández, R. Álvarez y L. Balaguer. 2004. Taludes de carretera de la Comunidad de Madrid: un espacio degradado con una elevada diversidad florística. VII Congreso Nacional de Medio Ambiente (22-26 Noviembre 2004). Madrid.

Iglesias Merchán, C. 2009. Planificación Ambiental de Infraestructuras: Espejismo o Utopía, En Iglesias Merchán, C., *et al.* 2009. *Ecología del Paisaje y Seguimiento Ambiental: Feedback en Materia Ambiental*. ECOPÁS (Ed.). Madrid. 179 pp. <http://www.ecopas.es/Descargas/ecopas09-libro.pdf>.

Meunier, F. D., J. Corbin, C. Verheyden, y P. Jouventin. 1999. Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals. *Canadian Journal of Zoology* 77:108-117.

Ministerio de Fomento. 2005. PEIT: Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte 2005-2020. Ministerio de Fomento. Madrid.

Ministerio de Fomento. 2009. Anuario estadístico 2009. Ministerio de Fomento. Madrid.

Robinson, G.R., R.D. Holt, M.S. Gaines, S.P. Hamburg, M.L. Johnson, H. S. Fitch, y E.A. Martinko. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science* 257:524-326.

Ruiz de la Torre J., P. Gil, J.I. García, J.R. González y F. Gil. 1990. Catálogo de especies vegetales a utilizar en plantaciones de carreteras. MOPU, Madrid.

Schaffers, P., y K. Sycora. 2002. Synecology of species-rich plant communities on roadside verges in the Netherlands. *Phytocoenologia* 32: 29-83.

Spooner, P.G. 2005. Response of Acacia species to disturbance by roadworks in roadside environments in southern New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 122:231-242.

Tikka, P.M., P.S. Koski, R.A. Kivelä, y M.T. Kuitunen. 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3: 25-32.

Tikka, P. M., H. Hogmander, y P. S. Koski. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16:659–666.

Trombulak, S.C. y Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18–30.

Way, J. M. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* 12:65–74.

Whisenant, S. 1999. Repairing damaged wildlands: a process-oriented, landscape-scale approach. Cambridge University Press.

Referencias a la Legislación (véase capítulo 10)

BOE. 1986. Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental. Boletín Oficial del Estado nº 155, del lunes 30 de junio de 1986: 23.733–23.735. <http://www.boe.es/boe/dias/1986/06/30/pdfs/A23733-23735.pdf>.

BOE. 1988. Ley 25/1988, de 29 de julio, de Carreteras. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 182, del sábado 30 de julio de 1988: 23514–23524. <http://www.boe.es/boe/dias/1988/07/30/pdfs/A23514-23524.pdf>.

BOE. 1988. Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. Boletín Oficial del Estado nº 239, del miércoles 5 de octubre de 1988: 28.911–28.916. <http://www.boe.es/boe/dias/1988/10/05/pdfs/A28911-28916.pdf>.

BOE. 2008. Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos. Boletín Oficial del Estado nº 23, del sábado 26 enero 2008: 4.986–5.000. <http://www.boe.es/boe/dias/2008/01/26/pdfs/A04986-05000.pdf>.

BOE 2010. Ley 6/2010, de 24 de marzo, de modificación del texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero. Boletín Oficial del Estado nº 73, del jueves 25 de marzo de 2010: 28.590–28.597. <http://www.boe.es/boe/dias/2010/03/25/pdfs/BOE-A-2010-4908.pdf>.

BOJA. 2001. Ley 8/2001 de Carreteras de Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía nº 85, del jueves 26 de julio de 2001: 12.799–12.820. <http://www.junta-deandalucia.es/boja/boletines/2001/85/d/updf/d1.pdf>.

DO. 1985. Directiva 85/337/CEE del Consejo, de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente DO L 175 de 5.7.1985, p. 40/48 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31985L0337:ES:HTML>.

DO. 1997. Directiva 97/11/CE del Consejo de 3 de marzo de 1997 por la que se modifica la Directiva 85/337/CEE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. DO L 73 de 14.3.1997, p. 5/15. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31997L0011:ES:HTML>.

DO. 2003. Directiva 2003/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 26 de mayo de 2003, por la que se establecen medidas para la participación del público en la elaboración de determinados planes y programas relacionados con el medio ambiente y por la que se modifican, en lo que se refiere a la participación del público y el acceso a la justicia, las Directivas 85/337/CEE y 96/61/CE del Consejo-Declaración de la Comisión DO L 156 de 25.6.2003, p. 17/25. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:156:0017:0024:ES:PDF>.

Notas sobre legislación

La Directiva comunitaria 85/337/CEE, de junio de 1985, consideraba, entre otros aspectos, que los efectos de un proyecto sobre el medio ambiente deben evaluarse para proteger la salud humana, contribuir mediante un mejor entorno a la calidad de vida, velar por el mantenimiento de la diversidad de especies y para conservar la capacidad de reproducción del sistema como recurso fundamental de la vida.

La incorporación en España de esta Directiva 85/337/CEE al Derecho interno estatal se efectuó mediante norma con rango de Ley, al aprobarse el Real Decreto Legislativo 1302/1986. Por su parte, las comunidades autónomas, de acuerdo con las competencias que les reconocen los respectivos estatutos de autonomía, han desarrollado la normativa básica de evaluación de impacto ambiental.

Con posterioridad, la Directiva 97/11/CE del Consejo amplía esta obligación a la construcción de nuevas carreteras de cuatro carriles o más, o realineamiento y/o ensanche de una carretera existente de dos carriles o menos con objeto de conseguir cuatro carriles o más, cuando tal nueva carretera o el tramo de carretera realineado y/o ensanchado alcance o supere los 10 km en una longitud continua.



PLANTAS DE TALUDES

Los espacios que circundan las carreteras son considerados en la actualidad terrenos marginales. Curiosamente, prosperan numerosas especies vegetales de indudable belleza, como las que se muestran a continuación. De arriba abajo: cebolla de culebra (*Asphodelus fistulosus*), lechetrezna (*Euphorbia helioscopia*) y clavel de asno (*Agrostemma githago*). Autor: Ignacio Mola.

2

Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas

José F. Martín Duque, Saturnino de Alba y Fernando Barbero Abolafio





CAPÍTULO 2

Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas

José F. Martín Duque, Saturnino de Alba y Fernando Barbero Abolafio

I. INTRODUCCIÓN

1. La construcción de infraestructuras lineales como proceso geomorfológico

El movimiento de tierras asociado a la construcción de infraestructuras lineales constituye uno de los procesos geomorfológicos más activos y efectivos a escala global. Hooke (1994) estimó que la construcción de carreteras en Estados Unidos movilizaba tres gigatoneladas de materiales al año (en 1994). Esta cifra suponía casi el 40% del total de movimientos de tierras por actividades humanas en Estados Unidos, completado por 1 Gt/año de la urbanización y 3,8 Gt/año de la minería de superficie. Y la suma de todos ellos se situaba en el mismo orden de magnitud que lo estimado para los agentes geológicos denominados ‘naturales’ en ese contexto espacial y temporal (ríos, glaciares, viento...) (Hooke 1994).

En España, la previsión inicial del Plan Español de Infraestructuras de Transportes (PEIT) era construir, entre 2005 y 2020, un total de 6.000 km de autopistas y autopistas y 9.000 km de ferrocarril de alta velocidad, incluyendo la adecuación de líneas existentes a altas prestaciones (Ministerio de Fomento 2005). Utilizando una estimación de movimiento de tierras de 10 m³ por metro lineal construido, y una densidad aparente de 2 t/m³, se obtiene una cifra de movimiento de tierras de en torno a 300 millones de toneladas (20 millones de toneladas al año). De nuevo, utilizando la estimación del transporte de sedimentos desde los ríos hasta los océanos para España, a partir del trabajo de Syvitski *et al.* (2005),

se puede llegar a la misma conclusión que para Estados Unidos.

Estas reflexiones parecen estar fuera del ámbito de las ciencias geológicas y geomorfológicas, de modo que mover tierras para construir una infraestructura lineal, o el asfaltado de carreteras, no se consideran temas o procesos centrales de esas ciencias. Sin embargo, las cifras aportadas muestran escenarios en los que las actividades humanas se han convertido en el principal agente geomorfológico que actualmente modifica la superficie terrestre. Entre ellas, la construcción de infraestructuras lineales es una de las más importantes. Por todo ello, la transformación de la superficie terrestre debida a esta actividad constructiva debería estar entre la corriente dominante de los trabajos geológicos y geomorfológicos actuales.

Respecto a superficies afectadas, Hooke *et al.* (2010), utilizando datos de todos los países que cuentan con información disponible a este respecto, han estimado que alrededor de 0,6 millones de kilómetros cuadrados de la superficie terrestre están ocupados por infraestructuras lineales en zonas rurales (excluida su ocupación en áreas urbanas, que computaría como superficies urbanas). Todo ello supone una ocupación de aproximadamente un 0,5% de la superficie terrestre continental libre de hielos.

En países desarrollados, este porcentaje se sitúa en torno al 1%. Forman y Alexander (1998) y Forman (2000) sostienen que los corredores de carreteras cubrirían aproximadamente el 1% de Estados Unidos, citando para ello datos del *National Research Council* (1997, p. 181). Por su parte, Luis Balaguer (com. pers.), utilizando datos oficiales del Ministerio de Fomento, también ha estimado que más de 5.000 km² (lo que equivale a un 1% de la superficie de nuestro país, o a 10 veces el tamaño del Parque Nacional de Doñana) están cubiertos por autopistas, autopistas o carreteras.

El área total ocupada por infraestructuras lineales de transporte (el 0,5% de la superficie continental libre de hielos, alrededor del 1% en países desarrollados) puede parecer pequeña. Sin embargo, los efectos ambientales de estas superficies alteradas son mucho mayores de lo que podrían sugerir esas cifras. Así, Forman y Alexander (1998) estiman que entre el 15 y el 20% de la superficie de los Estados Unidos está ecológicamente afectada por carreteras, considerando todos los impactos que estas ocasionan: fragmentación de hábitats, emisión de agentes contaminantes, escorrentía y sedimentos que causan

efectos adversos en amplias superficies terrestres y acuáticas, entre otros.

Como es fácil de comprender, lo más probable es que todas estas cifras se incrementen en un futuro, en un escenario en el que se mantiene el crecimiento imparable de la población mundial y el desarrollo económico de los países emergentes. Por consiguiente, se ejercerá una importante presión constructiva sobre muchos territorios, visible ya en determinados ámbitos (Figura 1). Todo ello refuerza la enorme importancia que tiene la integración ambiental y la restauración ecológica de estos espacios, con el fin de minimizar la pérdida de bienes y servicios ambientales para el conjunto de la sociedad.

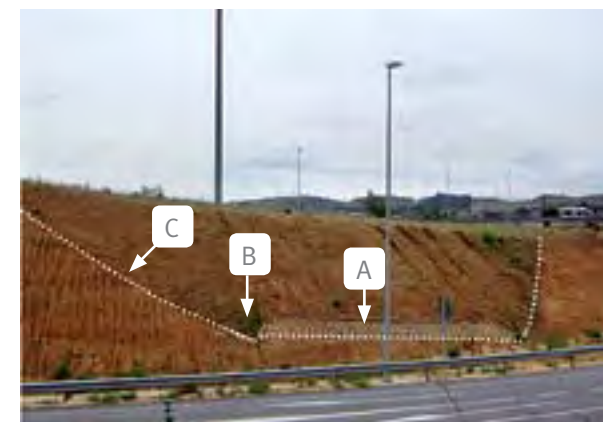


Figura 1. La presión constructiva sobre muchos territorios es tal que, como en el caso que muestra la fotografía, el trazado de una carretera anterior, relleno por materiales de escombrera, puede quedar incorporado, a modo de registro sedimentario, en el desmonte de una carretera más reciente. La línea blanca discontinua señala esta exposición singular. Sobre ella pueden identificarse un corte perpendicular de la plataforma de la carretera, el asfalto (A), las cunetas (B) y los antiguos desmontes (C) (Foto: F. Barbero).

2. Un enfoque geomorfológico para comprender el problema

Cualquier superficie terrestre funciona como un sistema que tiende a mantener un ‘equilibrio dinámico’ entre las formas del terreno que observamos y los procesos geomorfológicos e hidrológicos que actúan sobre ellas. En efecto, con anterioridad a las modificaciones humanas, la mayor parte de las cuencas hidrográficas en que se organiza el territorio están próximas a una situación de equilibrio (que es siempre dinámico); y los procesos de erosión, transporte y sedimentación están adaptados a las condiciones ambientales existentes (Graf 1977).

La construcción de infraestructuras lineales supone una perturbación antrópica de primera magnitud, en

tanto no solo modifica la cubierta vegetal y edáfica, sino todos los componentes de la superficie terrestre (como sustrato y topografía). Ello origina todo un conjunto de nuevas formas del terreno, a modo de auténticas morfologías erosivas (p.e., desmontes) y de verdaderas acumulaciones sedimentarias (p.e., terraplenes), así como nuevas condiciones hidrológicas y edáficas. En definitiva, la apertura de infraestructuras lineales altera las condiciones de ese ‘equilibrio dinámico’. Normalmente se produce una aceleración de los procesos geomorfológicos activos en el dominio de carreteras y ferrocarriles; pero también ocurre una deceleración o anulación de los mismos, como sucede en las superficies pavimentadas. En todo caso, siempre acontece una modificación de los flujos de agua y materiales en todo su contexto.

Los nuevos procesos desencadenados por la construcción de infraestructuras lineales, que actúan sobre las nuevas formas del relieve creadas (desmontes,

terraplenes, bermas, plataformas...) y sobre su entorno, son una manifestación del trabajo geomorfológico para restablecer un nuevo equilibrio dinámico entre las formas del terreno creadas por la actividad constructiva y los procesos geomorfológicos activos que son característicos de las condiciones ambientales locales (Schumm y Rea 1995). Este es el motivo por el cual el entorno de las infraestructuras lineales, especialmente los desmontes de carreteras y ferrocarriles, constituyen escenarios donde la dinámica geomorfológica es muy evidente (Petersen, 2002).

Para analizar y comprender esa dinámica es posible seguir una aproximación geomorfológica ‘clásica’, basada en el análisis de las formas del terreno y de los procesos que las originan (Pedraza 1996). La diferencia fundamental es la escala de detalle de este nuevo análisis (Figura 2), que permite hablar de toda una ‘geomorfología de carreteras’, ya iniciada en algunos trabajos (Barbero *et al.* 2009a; Figura 3).



Figura 2. Flujos de barro (*mudflows*) en un pequeño desmonte de una carretera local. Los procesos geomorfológicos que se desarrollan en estos desmontes son similares a los que operan en otros ambientes continentales (por ejemplo, zonas de montaña), pero tienen mucho menor tamaño (Foto: J.F. Martín Duque).

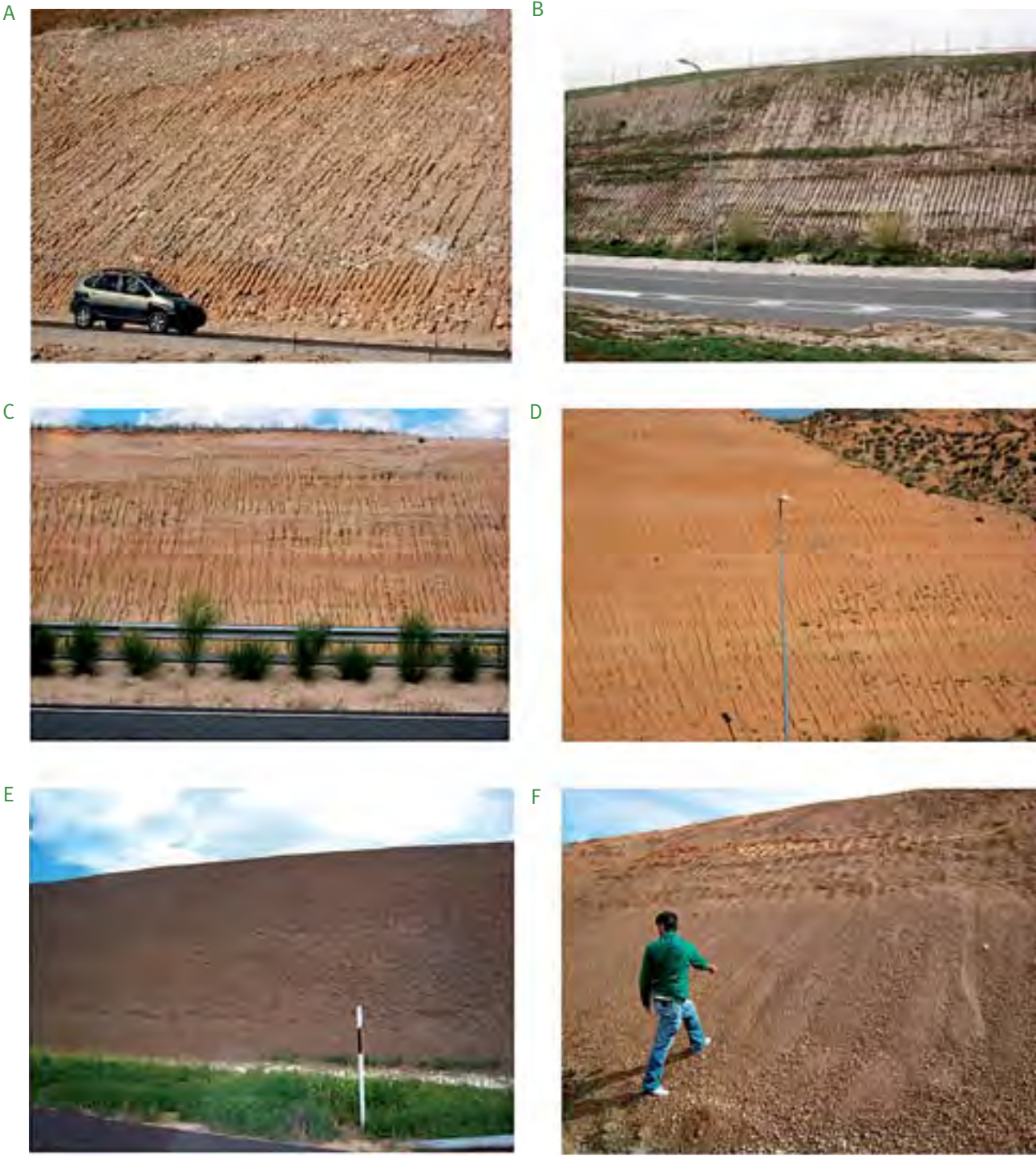


Figura 3. Morfologías que se desarrollan de manera más ‘típica’ sobre cada una de las litologías detríticas que caracterizan los desmontes de las infraestructuras lineales de la cuenca de Madrid, bajo condiciones climáticas mediterráneas (en Barbero *et al.*, 2009a) (Fotos: J.F. Martín Duque).

- A. Distinta respuesta morfológica según la litología. Sobre conglomerados (con tonos más grisáceos), la red de drenaje tiene un menor grado de incisión, debido a la presencia de cantos y bloques, que dificultan el encajamiento; en los materiales más arenosos (con tonos más rojizos), la escorrentía concentrada consigue desarrollar una red paralela de regueros (*rills*).
- B. Patrón de drenaje paralelo, muy bien definido. El espaciado regular entre el conjunto de regueros (*rills*) y sus interfluvios, en la base del desmonte, se interpreta como una herencia del acabado del talud con las uñas de una retroexcavadora, que posteriormente es remodelado y exagerado por la erosión hídrica.
- C. Los procesos erosivos actúan de manera rápida y efectiva en desmontes desarrollados sobre materiales no consolidados o poco consolidados, y son más efectivos cuanto más arenoso es el material del desmonte. La red de drenaje en este tipo de materiales arenosos es subparalela, tendente a dendrítica.
- D. La presencia de materiales arcillosos en los taludes favorece el desarrollo de redes de drenaje con una mayor tendencia a ser dendríticas. Se reproduce así, a escala de gran detalle, el mismo tipo de red de drenaje que ocurre en paisajes dominados por sustratos de dominancia arcillosa.
- E. Los desmontes contruidos sobre lutitas, con frecuencia son más verticales que sobre otros materiales, puesto que su cohesión lo permite. Estas paredes casi verticales sufren procesos de meteorización, formando estructuras tipo *pop-corn*: una especie de ‘costra’, que en este caso tiene entre unos pocos milímetros y 2 cm de espesor, y se agrieta formando polígonos de 3-4 cm de radio. Estos ‘fragmentos de corteza’ sufren caídas, acumulándose en la base del desmonte a modo de talud de derrubios. Una vez que la costra se cae, esta vuelve a formarse y a fragmentarse a partir de sucesivos ciclos de humectación-desección, hasta que vuelven a sufrir nuevas caídas. Ocasionalmente, aparecen morfologías de tipo flujo de barro (*mudflow*).
- F. Los desmontes de la imagen reproducen, en miniatura, el modelo geomorfológico de un escarpe montañoso. La parte superior de talud aparece expuesta a los procesos de meteorización-erosión y la base del talud se caracteriza por una acumulación de derrubios, a modo de ‘derrame

de ladera’ (*talus slope*), que muestra una gran actividad geomorfológica. Puntualmente son reconocibles canales y acumulaciones de flujos de derrubios (*debris flow*), de nuevo en miniatura.

El diseño y construcción de las infraestructuras lineales deben estar encaminados a reorganizar la red de drenaje que se modifica y a garantizar una estabilidad geotécnica del conjunto, dadas las características de seguridad que deben existir en estos espacios. En este contexto, el término ‘inestabilidad’ aplicado a taludes de infraestructuras lineales se asocia mayoritariamente a la ocurrencia, o a la propensión de ocurrencia, de los llamados ‘procesos gravitacionales’, ‘movimientos de ladera’ o ‘movimientos en masa’, de tipo caídas, flujos y deslizamientos (Pedraza 1996), y que son normalmente de cierta entidad.

Sin embargo, los criterios de seguridad geotécnica no aseguran por sí solos una estabilidad completa de los taludes, puesto que casi siempre existe una inestabilidad geomorfológica gravitacional ‘menor’ (movimientos en masa muy superficiales) y, sobre todo, asociada a la erosión hídrica (arranque y transporte de materiales por el flujo de la escorrentía).

La inestabilidad del sustrato de taludes de infraestructuras lineales, debida a movimientos gravitacionales superficiales y a la erosión hídrica, limita extraordinariamente sus posibilidades de restauración ecológica, al evacuar de ellos agua, nutrientes y diásporas vegetales (véase capítulo sobre vegetación). Tanto es así que existen ya demasiados ejemplos de fallos en los protocolos de revegetación habituales en estos espacios, debidos a la inestabilidad geomorfológica.

En este contexto, las labores de diseño, construcción y restauración de infraestructuras lineales deberían tratar de comprender y minimizar las modificaciones hidrológicas y la actividad geomorfológica, así como de controlarla y manejarla adecuadamente desde su conocimiento, dejando un ‘ajuste más fino’ a los procesos naturales que actuarán después de esas intervenciones (Toy y Black 2000). Obviamente, la consideración realizada es muy general y debe adaptarse a los distintos condicionantes y escenarios.

Dentro de estos, y como una primera aproximación, habría que distinguir entre el marco litológico y climático, así como la naturaleza del talud, puesto que una variación de cada uno de esos factores introduce otros, de naturaleza ecológica, que son determinantes. Así, por ejemplo, el tipo de sustrato sobre el que se construye la infraestructura condiciona

enormemente su dinámica geomorfológica, de modo que las rocas ‘duras’ (macizos rocosos) son propensas a la ocurrencia de movimientos gravitacionales (como caídas y desprendimientos), pero no a la erosión hídrica, mientras que las rocas ‘blandas’ (referidas frecuentemente como ‘suelos’ en el mundo de la ingeniería) son más propensas a la erosión hídrica, aunque también desarrollan movimientos gravitacionales (como deslizamientos y flujos). El clima es otro factor de primer orden: los climas ‘húmedos’ favorecen la ocurrencia de movimientos gravitacionales, por saturación y aumento de la presión del agua en el sustrato, mientras que en climas tendentes a la aridez, como los mediterráneos, semiáridos o áridos, la erosión hídrica es muy intensa, dado que las precipitaciones, aunque escasas y de corta duración, tienen gran intensidad. Finalmente,

II. REVISIÓN DEL CONOCIMIENTO

Existen dos grandes bloques de antecedentes bibliográficos sobre los aspectos tratados en este capítulo. Por un lado se sitúan los que podríamos denominar ‘tradicionales’ o ‘convencionales’, dejando claro que esta clasificación ni tiene carácter peyorativo ni les resta validez, pues constituyen el punto de partida para otros enfoques.

Estos pueden tener, a su vez, naturaleza hidrológica o geotécnica. Es preciso explicar que este capítulo intenta sintetizar sus aspectos esenciales, pero en ningún caso intenta incorporar una revisión detallada sobre ellos, dado que están ampliamente desarrollados en muy diversas publicaciones. De ellas, se ofrece una selección de referencias útiles en castellano.

Así las cosas, para el control del drenaje superficial (escorrentía y sus caudales punta), aspecto fundamental en la construcción de infraestructuras lineales, existe una instrucción de carreteras (5.2-1C) de obligado cumplimiento, basada en el método racional, con uso del número de curva en la estimación de las abstracciones iniciales (BOE 1990). Ambos métodos están bien desarrollados en el manual, ya clásico, de TRAGSA (1994).

Respecto a los antecedentes sobre estabilidad geotécnica de taludes, dado que los movimientos gravitacionales (caídas, deslizamientos, flujos...) son el tipo de inestabilidad más común en el entorno de las infraestructuras lineales, la literatura sobre este

dentro de un mismo contexto geológico y climático, los desmontes y los terraplenes constituyen dos mundos aparte, dado que los primeros dejan expuestos sustratos geológicos de muy distinta naturaleza, mientras que los segundos se construyen a partir de materiales ‘sueltos’, cuyas características físicas, aun compactados, les hacen muy diferentes a los desmontes.

En España, las principales limitaciones geomorfológicas a la restauración ecológica tienen lugar cuando se solapan en un mismo territorio el clima mediterráneo semiárido, con precipitaciones escasas pero intensas, y litologías no consolidadas o débilmente consolidadas (como arenas, limos, arcillas, margas o yesos), lo que resulta en procesos de erosión hídrica muy intensa (véase Figura 3).

tipo de procesos es abundante. Algunos libros modernos en castellano son los de González de Vallejo (2002) o Ayala y Andréu (2006).

En estos manuales se desarrollan las medidas habituales para la prevención y corrección de movimientos del terreno en taludes de infraestructuras lineales, como el empleo de bulones que ayudan a mantener la fricción entre bloques adyacentes de rocas, el uso de todo tipo de mallas, o la instalación de drenajes que evacúan el agua del interior de los taludes, evitando el aumento de su presión, y reduciendo, por tanto, la probabilidad de que ocurran inestabilidades.

El estudio y la adopción de medidas hidrológicas y geotécnicas que aquí hemos agrupado como ‘tradicionales’ o ‘convencionales’ pueden ser necesarios en una parte de los casos, ya sea como punto de partida o bien como solución definitiva. Pero, al mismo tiempo, es preciso señalar que el control o manejo de las dinámicas hidrológica y geomorfológica en el entorno de las infraestructuras lineales, realizado desde una aproximación ecológica, requiere ir más allá de esos planteamientos básicos. Incluso, puede diferir sustancialmente de ellos. Esto es así porque el criterio que ha regido y rige las actuaciones sobre estas materias en las infraestructuras lineales ha tenido y tiene en cuenta, casi exclusivamente, factores de seguridad. Y si bien es obvio que este factor no puede descuidarse en absoluto, no es menos cierto que existen ya experiencias que

consiguen garantizar el objetivo de hacer posible un transporte seguro y eficiente de personas y bienes a lo largo del territorio, asegurando simultáneamente una disminución de sus efectos ecológicos, una integración ambiental eficiente y una reducción de los costes económicos (véase más adelante, por ejemplo, la solución del ‘talud Royal’).

En esta órbita se sitúa un segundo bloque de antecedentes bibliográficos que persigue introducir nuevas consideraciones geomorfológicas e hidrológicas para la integración ambiental y la restauración ecológica del entorno de infraestructuras lineales. Este enfoque requiere, en general, soluciones más imaginativas, más flexibles, y un análisis particularizado del contexto hidrológico y geomorfológico del lugar que se modifica. Todo lo cual se aleja, en cierto modo, del *modus operandi* dominante, caracterizado por ‘una forma rutinaria de hacer las cosas’ (*bussiness as usual*). En este sentido, el objetivo de este capítulo es proporcionar unas consideraciones generales, pero no por ello menos importantes, que permitan ‘repensar’ los proyectos de diseño, construcción y restauración de infraestructuras lineales, desde una perspectiva que considere como conjunto esencial de las mismas su dinámica geomorfológica e hidrológica.

Para abordar ese enfoque, la revisión del conocimiento no puede ceñirse a trabajos en castellano, por ser muy escasos, y parte de una serie de estudios realizados desde las décadas de los sesenta y los setenta en Estados Unidos. Estos abordan cuestiones sobre cuantificación de los procesos de escorrentía, erosión y sedimentación hídricas en taludes de infraestructuras lineales, y sobre la adopción de medidas para su control. Inicialmente, los trabajos consistieron en una aplicación de la experiencia adquirida sobre erosión en tierras agrícolas, como la Ecuación Universal de Pérdidas del Suelo (USLE), que luego fueron completados con estudios experimentales *ad hoc* (Diseker y Richardson 1961; 1962; Diseker y Sheridan 1971; Meyer *et al.* 1971; Meyer y Römkens 1976). Posteriormente, estos trabajos tuvieron un mayor desarrollo, de nuevo en Estados Unidos, a partir de la aprobación en 1972 de la *Clear Water Act*. Esta ley se dictó para proteger la calidad de las aguas continentales y los ecosistemas acuáticos de la emisión de escorrentía y sedimentos desde las denominadas zonas ‘construidas’ (minas, carreteras, urbanizaciones...) hacia los cauces naturales.

En el marco de la *Clear Water Act*, los estudios se refirieron inicialmente a los efectos hidrológicos

debidos a la construcción de pistas y carreteras forestales (Megahan 1977; Reid y Dunne 1984; Montgomery 1994; Gucinski *et al.* 2000). La importancia de estos trabajos daría lugar, en el año 2001, a la publicación de un monográfico especial de la revista *Earth Surface Processes and Landforms* sobre los efectos hidrológicos y geomorfológicos de las carreteras forestales (Luce y Wemple 2001).

En paralelo al estudio de los efectos geomorfológico e hidrológico de las pistas forestales, se fueron desarrollando trabajos que abordan, específicamente, la temática geomorfológica en el ámbito de las carreteras y las vías rápidas. Alguno de estos trabajos tiene más de 40 años (Parker y Jenne 1967), y otros son bastante más recientes (Haigh 1985; Al-Homoud *et al.* 1999; Nyssen *et al.* 2002).

La publicación de soluciones para el control efectivo de la erosión y la sedimentación desde el ámbito general de zonas sujetas a movimientos de tierras, o ‘zonas construidas’, es común, de nuevo, en Estados Unidos (Gray y Sotir 1996; Fifield, 2004; Hogan y Drake, 2009; Bugosh 2006; y en general todo lo relacionado con la *International Erosion Control Association*, IECA, <http://www.ieca.org/>). De manera específica, la mayoría de los estados de ese país cuenta con manuales e instrucciones detalladas sobre el control de la erosión y sobre el resto de los aspectos tratados en este capítulo (véase, a modo de ejemplo, WSDOT 2010).

A su vez, cabe destacar que algunos trabajos recientes están desarrollando análisis sobre la calidad de las aguas procedentes de la escorrentía de las carreteras (Riley *et al.* 2008).

Sin embargo, en España, los temas sobre cuantificación de los procesos de escorrentía, erosión y sedimentación hídricas en taludes de infraestructuras lineales, y la búsqueda de medidas de control eficaces, pueden considerarse como líneas de trabajo (tanto desde un punto de vista profesional como desde la investigación) muy poco desarrolladas. Ello puede ser debido, quizás, a la inexistencia de normativas similares a la *Clear Water Act*. En todo caso, la guía para la elaboración de estudios de impacto ambiental de carreteras y ferrocarriles (MOPU 1989) sintetiza bien los aspectos clave que deben abordarse en referencia a los aspectos tratados en este capítulo (recogidos allí bajo los epígrafes de geología, geomorfología, hidrología y suelos). Y otra serie de trabajos más específicos constituyen ya un catálogo de antecedentes de interés en

nuestro país (Arnáez y Larrea 1995; Andrés y Jorba 2000; Navarro 2002; Bochet y García-Fayos 2004;

Bochet *et al.* 2007a, 2007b y 2010; Barbero *et al.* 2009a, 2009b).

III. INCIDENCIA DE LOS PROCESOS GEOLÓGICOS E HIDROLÓGICOS ACTIVOS SOBRE LAS INFRAESTRUCTURAS: RIESGOS NATURALES

Si bien la construcción de infraestructuras lineales tiene como consecuencia el desencadenamiento de toda una serie de procesos geomorfológicos activos (que serán tratados en el siguiente apartado), lo cierto es que existen posibles afecciones de procesos geológicos e hidrológicos activos cuya ocurrencia no está asociada, en principio, ni a las infraestructuras lineales ni a los efectos de su construcción. Es el caso de terremotos, erupciones volcánicas, grandes deslizamientos de laderas o procesos de erosión o inundación que afectan a las infraestructuras lineales, sin que la construcción de estas últimas tenga influencia alguna en los primeros.

La predicción y prevención de este tipo de afecciones, no inducidas por la construcción de carreteras y ferrocarriles, debería formar parte de un tipo de estudios específicos sobre riesgos geológicos y naturales, desarrollados en las fases iniciales de consideración de alternativas y de diseño de esas infraestructuras lineales. Este tipo de análisis no se considera en este manual, por superar sus objetivos, y se emplaza al usuario a utilizar otras guías que los tratan en profundidad. Véanse, por ejemplo, en castellano y recientes: Ayala y Olcina (2002), Aramburu *et al.* (2006), Keller y Blodgett (2007) o Regueiro (2008).

IV. INCIDENCIA DE LAS INFRAESTRUCTURAS SOBRE EL MEDIO: IMPACTO GEOMORFOLÓGICO E HIDROLÓGICO

1. Las causas

Las modificaciones que introducen las infraestructuras lineales sobre las características geológicas, geomorfológicas, edáficas e hidrológicas pueden analizarse a dos niveles: a escala de ladera, por variación de las condiciones físicas locales de los nuevos taludes creados; y a escala de paisaje, por alteración de los flujos y los procesos que operan en el entorno de las infraestructuras.

a. *Modificaciones de las condiciones geomorfológicas e hidrológicas locales*

El acabado final de los taludes de las infraestructuras lineales transforma una serie de factores que favorecen su inestabilidad geomorfológica, tales como producir un aumento de la pendiente, cortar niveles freáticos y modificar las propiedades físicas de los sustratos expuestos, entre otros.

Ciertamente, la práctica constructiva de infraestructuras lineales lleva aparejada un aumento de la pendiente local de una buena parte del territorio modificado. La alteración de este factor, por sí solo,

contribuye a aumentar la inestabilidad de los nuevos taludes creados. En otros casos, sin embargo, puede producirse una disminución de la pendiente, como ocurre en las propias plataformas o en algunos terraplenes.

A su vez, una buena parte de las excavaciones asociadas a la construcción de infraestructuras cortan formaciones geológicas que almacenan y transmiten agua, lo que origina surgencias y rezumes en los desmontes. Esta circunstancia, que podría parecer una ventaja para la restauración ecológica en ambientes semiáridos, acaba convirtiéndose en la mayor parte de los casos en un problema, porque acelera la actividad geomorfológica de los desmontes. Se desencadenan así distintos tipos de movimientos gravitacionales, los cuales aparecen recogidos en la literatura como *seepage erosion*. La experiencia muestra cómo la previsión de afectar a la dinámica de las aguas subterráneas es uno de los aspectos menos considerados y más difíciles de controlar en la construcción de carreteras y ferrocarriles (Figuras 4 y 5).



Figura 4. Cabecera de deslizamiento (A) y derrubios movilizados (B) en un desmonte de carretera, a favor de una surgencia de agua (C) producida en el contacto entre una roca impermeable (D) y unos cantos y bloques permeables (E), correspondientes a un depósito de abanico aluvial (Foto: J.F. Martín Duque).



Figura 5. Ejemplo de *seepage erosion* en un desmonte construido sobre materiales arenosos (Foto: J. Vázquez).

De manera adicional, se modifican las propiedades físicas de las nuevas superficies expuestas, sobre

todo en el caso de la construcción de desmontes. Así, por ejemplo, los procesos de excavación originan procesos de ‘descompresión’ (descompactación y ‘esponjado’ en los sustratos expuestos), como resultado de la disminución brusca de las presiones litostáticas confinantes, lo que favorece su fragmentación e inestabilidad. Este fenómeno es muy evidente cuando se excavan macizos rocosos. Y si se construyen desmontes sobre rocas ‘blandas’, los acabados ‘estándar’ suelen generar superficies lisas y compactadas, lo que tiene como consecuencia innumerables efectos limitantes para la restauración (como, p.e., una erosión hídrica severa), los cuales se desarrollan en el epígrafe 2.a de este capítulo.

b. Modificaciones de las condiciones geomorfológicas e hidrológicas del entorno

La consecuencia hidrológica más evidente de la construcción de infraestructuras lineales es lo que se conoce como ‘efecto barrera’. Los trazados de carreteras y ferrocarriles se convierten así en toda una red de barreras hidrológicas longitudinales que modifican la dinámica hidrológica superficial y subterránea previa. Ello produce la intercepción, desviación y descarga concentrada de la escorrentía. Las cunetas interceptan y desvían la escorrentía local, que finalmente es liberada, de manera concentrada, en los colectores que constituyen los drenajes de las infraestructuras. La Figura 6 ilustra gráficamente este efecto.

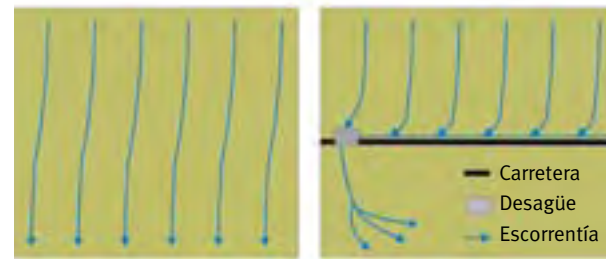


Figura 6. Izquierda, ejemplo de escorrentía sin infraestructura lineal; derecha, ejemplo de la misma escorrentía con infraestructura lineal. Redibujado a partir de un esquema de Lenore Fahrigr (inédito).

Otro efecto bien conocido es la formación de encharcamientos debidos a ese mismo ‘efecto barrera’, en este caso más bien ‘efecto presa’, que ocasiona la infraestructura al interceptar las líneas de flujo de circulación hidrológica (tanto superficial como subterránea; Figura 7).



Figura 7. Ejemplo de encharcamiento ocasionado por el efecto ‘barrera o presa’ que ejerce la carretera sobre el flujo hidrológico superficial y subterráneo procedente de la ladera de la derecha de la imagen (Foto: J.F. Martín Duque).

Una consecuencia más es la modificación que se produce en la recarga de los acuíferos como consecuencia de las alteraciones de la dinámica hidrológica superficial y subterránea antes descritas.

2. Los efectos. Impactos geomorfológicos e hidrológicos habituales

Al igual que las causas, los impactos geomorfológicos e hidrológicos ocasionados por la construcción de las infraestructuras lineales pueden agruparse en dos grandes tipologías: efectos sobre el propio ámbito de las construcciones (*on-site effects*) y efectos sobre el entorno de las construcciones (*off-site effects*).

a. Efectos on-site

Las consecuencias que produce la modificación de la pendiente y la alteración de las propiedades físicas e hidrológicas de los nuevos sustratos expuestos en los taludes, fundamentalmente en los desmontes, se manifiestan, generalmente, en un aumento de la escorrentía y en una mayor intensidad de los procesos erosivos. Ello limita el desarrollo del suelo y el establecimiento de la vegetación, dificultando los procesos de restauración ecológica (véanse capítulos sobre suelo y vegetación).

Estos procesos son particularmente severos en ambientes de clima mediterráneo semiárido, donde el

exceso de escorrentía dificulta mucho su control y manejo. Y se traduce en una baja disponibilidad hídrica para las plantas, lo que condiciona extraordinariamente su germinación y establecimiento (Bochet *et al.* 2007a).

Uno de los efectos más evidentes de la erosión hídrica sobre los desmontes de carreteras y ferrocarriles es la emisión de sedimentos desde los mismos, que se acumulan a su pie, o en las distintas superficies colectoras, pavimentadas o no (Figura 8). Estos fenómenos, si bien en la mayoría de los casos no constituyen un riesgo para la seguridad vial, sí que afectan con frecuencia a bienes y servicios, y suponen uno de los principales costes de mantenimiento de las infraestructuras lineales. Por otro lado, algunos avances e inversiones relevantes en las vías, como puede ser el uso de pavimentos o asfaltos permeables, o de nuevos materiales, pueden fracasar como consecuencia del efecto impermeabilizante que tienen las emisiones de materiales finos procedentes de la erosión de los taludes, transportados hasta allí por la acción del agua o del viento.



Figura 8. Acumulación de sedimentos procedentes de un desmonte, que prácticamente colmata una cuneta (Foto: J.F. Martín Duque).

Si la erosión en los taludes se convierte en el proceso dominante, la restauración se verá comprometida. Se puede afirmar que sin un ‘manejo’ adecuado de la dinámica superficial de los taludes, que proporcione a los mismos una estabilidad geomorfológica suficiente, la mayoría de los planes de restauración y de revegetación están abocados al fracaso (Figura 9).



Figura 9. Deslizamientos superficiales del terreno en desmontes de una autopista, que desbaratan las actuaciones de revegetación realizadas sobre ellos (Foto: J.F. Martín Duque).

b. Efectos off-site

Constituyen, probablemente, las consecuencias más adversas y menos estudiadas y abordadas desde un punto de vista técnico y de investigación, precisamente por situarse ‘fuera’ del ámbito de las carreteras y los ferrocarriles. La mayor parte de estos impactos se debe al efecto que tienen las infraestructuras lineales interceptando, desviando y concentrando los flujos de escorrentía y sedimentos de su entorno, pero también procedentes del ámbito de las propias vías y taludes, y emitiendo los mismos de manera concentrada.

Un impacto común sobre el entorno consiste en la formación de cárcavas a la salida de los drenajes de las infraestructuras (Figuras 10 y 11). Las principales causas de formación de estas morfologías erosivas se deben a la concentración de flujos superficiales a partir de los sistemas de desagüe, que liberan de manera concentrada el drenaje de cuencas que han incrementado su área (Montgomery 1994; Nyssen *et al.* 2002) (Figura 10). Pero también al evacuar, siempre de manera concentrada, la escorrentía generada en el interior de las construcciones y su entorno (Figura 11).

La formación de estas cárcavas, pero también la emisión de sedimentos que tiene lugar a partir de ellas, afectan de manera negativa a la calidad de los suelos del entorno de las infraestructuras, por aterramiento de los perfiles de suelo fértil en zonas de depósito, produciendo una inversión edáfica. Todo ello supone una merma de su calidad y capacidad agrícola, forestal y ecológica.



Figura 10. Formación de una cárcava a la salida de una bajante sobre un terraplén. Las cunetas de una autovía interceptan y desvían la escorrentía local, que finalmente es liberada de manera concentrada en este punto, con el consiguiente efecto erosivo (Foto: J.F. Martín Duque).



Figura 11. Formación de una cárcava a la salida de una cuneta que recoge la escorrentía procedente del ámbito de una autopista (vías y desmontes) (Foto: J.F. Martín Duque).

El efecto barrera o presa, y el desagüe repentino de escorrentía a través de colectores, puede dar lugar a inundaciones con efectos catastróficos aguas abajo. La conjunción del efecto barrera y de un funcionamiento deficiente de los desagües en la carretera M-45 fue una de las hipótesis consideradas en unas inundaciones ocurridas en septiembre de 2008 en el municipio madrileño de Coslada, con resultado de una persona muerta y considerables daños económicos.

El caso extremo de estas situaciones tiene lugar cuando se produce una rotura de terraplenes que han represado la escorrentía, lo que puede, de nuevo, tener efectos desastrosos. A modo de ejemplo, en septiembre de 1999 se produjo el desmoronamiento de un tramo de 200 metros de terraplén del ferrocarril Villalba-Ávila (entre sus puntos kilométricos 99 y 100), que actuó como presa en un aguacero. Ello tuvo graves secuelas

aguas abajo (en la población de El Herradón) e interrumpió el tráfico ferroviario entre Madrid y el noroeste peninsular durante casi un mes. Este suceso, así como otros similares, se describen en detalle en Díez (2003).

Finalmente, un impacto claramente adverso consiste en la emisión de escorrentía, pero sobre todo de sedimentos, a la red fluvial situada en el entorno de las infraestructuras. Y es que los sedimentos procedentes del ámbito de estas construcciones llegan con mucha frecuencia a las redes hidrográficas más cercanas, ocasionando un claro impacto sobre los sistemas fluviales (que varían su morfología y dinámica) y sobre los ecosistemas acuáticos. Aunque en España faltan estudios en este sentido, todo parece indicar que las emisiones a los cursos fluviales desde taludes de carreteras y ferrocarriles pueden suponer una de las principales fuentes de sedimentos en muchas cuencas hidrográficas.

V. LA ADOPCIÓN DE SOLUCIONES DESDE ENFOQUES GEOMORFOLÓGICOS E HIDROLÓGICOS

1. Hacia una integración ambiental eficiente en las fases de planificación y diseño

Más allá de la adopción de medidas correctoras localizadas, está ampliamente demostrado que es en las fases de planificación y diseño donde puede realizarse la mejor integración ambiental posible de las infraestructuras lineales de transporte. Así las cosas, si hubiera que realizar una recomendación general, esta consistiría en retomar la práctica del ‘análisis del lugar’ que ha caracterizado a los mejores proyectos de ingeniería a lo largo de la historia, utilizando precisamente el ingenio humano. Y ello frente a la práctica dominante, que tiende a imponer unas soluciones estándar para cualquier escenario, al margen de las características específicas del territorio.

Una correcta integración de los factores geológicos, geomorfológicos e hidrológicos debe evitar o minimizar la posibilidad de que las infraestructuras

sean afectadas por procesos geológicos y geomorfológicos activos (no relacionados con la infraestructura). Todo ello mediante un análisis de peligrosidad y riesgo (Ayala y Olcina 2002) que ayude a no situar las infraestructuras en lugares inadecuados desde esta perspectiva. Y no solo con el objetivo de reducir la probabilidad de pérdidas humanas, sino con la finalidad de reducir los costes económicos posteriores en obras de defensa y en medidas correctoras.

Para ello se deberían identificar y evaluar áreas susceptibles de estar sujetas a procesos de erosión (Figura 12), deslizamientos, terremotos, subsidencias... u otros peligros geológicos que supongan una amenaza seria a las infraestructuras, y que, por tanto, hagan incompatible su ubicación en esas zonas.

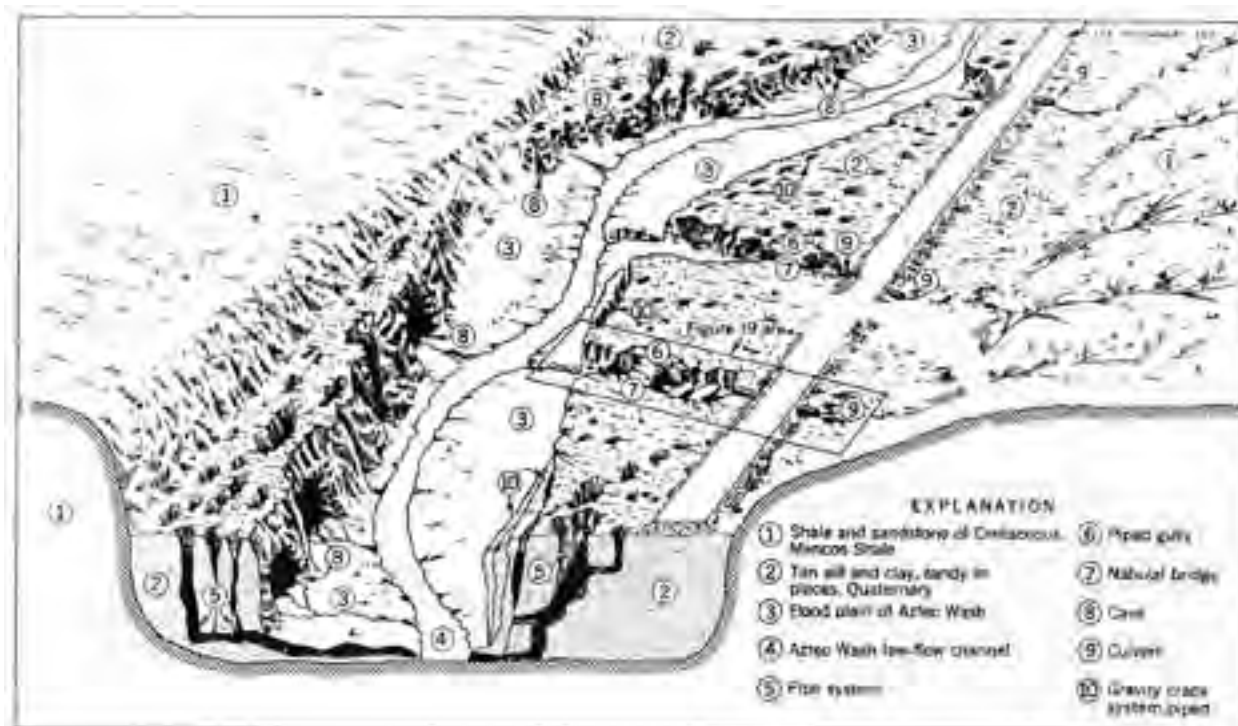


Figura 12. Bloque diagrama idealizado que muestra los daños producidos a la autopista 140 (en el suroeste de Colorado, Estados Unidos), en un tramo en el que atraviesa un fondo de valle muy afectado por procesos de *piping* y erosión en cárcavas. En Parker y Jenne (1967).

Una de las recomendaciones más efectivas para integrar correctamente los factores geomorfológicos e hidrológicos consiste en garantizar una mínima afectación a la hidrología superficial y subterránea a escala de paisaje, aumentando siempre, en la medida de lo posible, la ‘permeabilidad’ de los corredores de las infraestructuras. Por ejemplo, mediante la construcción del mayor número posible de viaductos y drenajes.

Dentro de este epígrafe de ‘integración ambiental’ merecen un comentario específico las constantes obras de ‘mejora’ (ampliar anchura, arcones, reducir curvas...) de carreteras locales, muy poco transitadas o que discurren por espacios naturales o rurales remotos. Bajo el argumento de garantizar un transporte seguro y eficiente ‘en cualquier lugar’, es frecuente modificar severamente la topografía local, exponer sustratos no meteorizados que ocasionan un impacto ecológico y paisajístico significativo, verter derrubios a cauces fluviales y afectar a formaciones geomorfológicas relevantes o a elementos esenciales de paisajes rurales valiosos (como vallados centenarios de piedra o árboles). Todo ello origina una pérdida del carácter del paisaje en el que se insertan las propias vías, y del cual forman parte de manera indisoluble. Así se reconoce en la catalogación de

‘carreteras escénicas’ en países como Estados Unidos (*scenic byways*), o en la consideración que tienen estas vías en la mayoría de los países del norte de Europa y de América, en los que no cabe hablar de una falta de preocupación por la seguridad de las personas. Su forma de actuar, en estos casos, podría tomarse como ejemplo, muy alejado de demasiadas prácticas que ponen de manifiesto una escasísima sensibilidad hacia el territorio que se transforma.

Pasando ya a una escala de ‘talud’, se deberían considerar las dinámicas geomorfológica e hidrológica locales, desde su análisis y comprensión, como factores esenciales en el diseño y construcción de desmontes y terraplenes. Ello podría recomendar, en la medida de lo posible, el remodelado de los taludes, variando sus perfiles rectilíneos por otros geomorfológicamente más estables (de topografía normalmente compleja), según dicte el análisis geomorfológico local.

Los préstamos, vertederos y bermas de tierra deberían merecer un tratamiento específico dentro de la integración ambiental de las infraestructuras lineales. Para la restauración de préstamos pueden seguirse, en realidad, los mismos criterios que rigen las mejores prácticas para la restauración ecológica

de terrenos afectados por minería de superficie. En Nicolau (2003) y en Martín Duque *et al.* (2010) puede encontrarse una síntesis de las distintas aproximaciones y de la literatura internacional más relevante sobre estos temas. Bugosh (2006) describe la que puede considerarse una de las aproximaciones más avanzadas a nivel mundial a este respecto (método GeoFluv y *software* Natural Regrade).

Tanto las bermas de tierra (*earth berms*), aunque se construyen fundamentalmente para compensar movimientos de tierra y como pantallas acústicas o visuales, como las escombreras, podrían incorporar también criterios geomorfológicos e hidrológicos en su diseño y construcción, en lugar de ceñirse a unas pocas tipologías constructivas, muy básicas y estandarizadas a nivel global. Todo ello no con un fin exclusivamente visual o estético, sino funcional, tratando de garantizar la máxima integración ambiental y su estabilidad geomorfológica a largo plazo. El libro de Schor y Gray (2007) ofrece un método esencialmente visual sobre las posibilidades de diseño de estas formas del terreno, mientras que en Bugosh (2006) se puede encontrar un enfoque más funcional, basado en principios de la geomorfología fluvial.

Finalmente, si bien es cierto que el proceso de construcción de infraestructuras lineales puede destruir o dañar elementos geológicos y geomorfológicos de interés, no es menos cierto que este proceso constructivo puede crear exposiciones y afloramientos de enorme utilidad donde antes no existían. No identificar los puntos y lugares de interés geológico que se generan con frecuencia durante los procesos de construcción de carreteras y ferrocarriles constituye uno de los errores más habituales de esta actividad humana. El desinterés hacia este aspecto suele afectar también a las fases de restauración, basadas exclusivamente, en muchos casos, en tratar de establecer una cubierta vegetal a toda costa, lo que puede destruir elementos geológicos de gran valor educativo, científico y turístico.

En Estados Unidos existe una amplia tradición en la identificación y puesta en valor, mediante materiales interpretativos (paneles, miradores y hasta centros de visitantes), de estructuras y cortes geológicos de gran valor que quedan expuestos a partir de la construcción de infraestructuras lineales. Uno de los ejemplos más emblemáticos lo constituye el corte geológico conocido como *Sideling Hill Road Cut*. En este caso, las obras de una autopista dejaron expuesta, de manera espectacular, la estructura de un sinclinal colgado en una de las alineaciones

montañosas de los Apalaches (Figura 13). El valor de esta exposición es tal que cuenta con un pequeño centro de visitantes y con abundante material interpretativo *ad hoc*, constituyendo un recurso didáctico y turístico indudable.



Figura 13. Superior: fotografía aérea oblicua del *Sideling Hill Road Cut*. El corte realizado por la autopista permite reconocer la estructura interior de un sinclinal colgado, el cual forma la alineación montañosa de la imagen. (Foto: Maryland Geological Survey, 1998). Inferior: detalle del corte y de la estructura geológica desde una plataforma habilitada para su observación (Foto: J.F. Martín Duque).

En el Reino Unido, el corte *Claverley Road Cutting* está reconocido como patrimonio geológico relevante para el estudio de ambientes fluviales del Triásico (Ellis 1996). Y en España, si bien existen algunos antecedentes de interés, lo cierto es que estos aún tienen un carácter aislado, y que apenas existe tradición en este sentido. Es el caso del ‘pliegue Zaleski’, recogido incluso en la guía metodológica para la elaboración de estudios de impacto ambiental de carreteras y ferrocarriles (MOPU 1989, pág. 117). Un ejemplo sobresaliente lo constituye el trabajo realizado en torno al túnel ordovícico de Ribadesella (perteneciente a la Autovía del Cantábrico). En él, la integración entre el desarrollo de las obras, las investigaciones científicas y la divulgación de la información obtenida (con una exposición permanente en el Museo El Carmen de Ribadesella) constituye un ejemplo modélico (véase

Gutiérrez Marco y Bernárdez 2003). Sin embargo, situaciones como la del túnel ordovícico son aún muy aisladas en nuestro país, lo que lleva a desaprovechar, con demasiada frecuencia, toda una serie de oportunidades educativas, científicas y turísticas que se generan con la apertura de infraestructuras lineales.

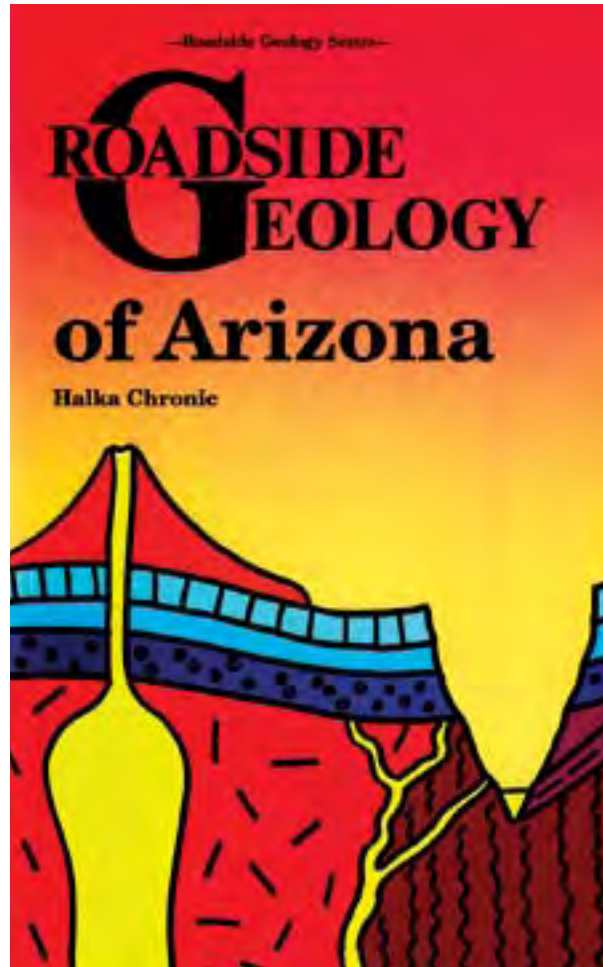


Figura 14. Portada del libro *Roadside Geology of Arizona*. Los libros de esta serie pueden encontrarse fácilmente en la mayoría de las áreas y zonas de servicio relacionadas con el transporte por carretera de Estados Unidos.

El coste económico que supondría la adecuación de estos espacios podría ser mínimo, pues en muchos casos bastaría con un pequeño aparcamiento y un panel explicativo. Una recomendación esencial, a la hora de facilitar el acceso a tales lugares y permitir así un posible aprovechamiento ‘cultural’ de estas exposiciones, es la de garantizar la seguridad de las personas que puedan examinar los afloramientos, lo cual debería ser primordial. A modo de comentario final sobre la relación entre las carreteras y los lugares de interés geológico y geomorfológico, merece la pena destacar la iniciativa *Roadside*

Geology Series. Esta iniciativa, procedente de nuevo de Estados Unidos, consiste en una serie de libros editados para cada estado (Figura 14) en los que se explican e interpretan paisajes actuales y pasados sobre la base de lugares de interés situados ‘al lado de las carreteras’. Las carreteras se convierten así en el elemento estructurante y organizador de los contenidos.

2. Corrección de los efectos *on-site*

A diferencia de la restauración de otros espacios en los que ha habido una modificación simultánea del sustrato, del suelo y de la vegetación (por ejemplo, minería), en los taludes de las infraestructuras lineales no es posible la reconstrucción de una nueva topografía, lo cual impone toda una serie de limitaciones de primer orden a la restauración. En todo caso, sí que es posible efectuar un remodelado y suavizado de los perfiles rectilíneos.

Pero lo cierto es que en un contexto ‘global’ apenas se llevan a cabo variaciones morfológicas de los taludes diseñados con criterios geotécnicos, de modo que el principal objetivo de la restauración va dirigido a revegetar las superficies directamente resultantes de la construcción de taludes. Todo ello a pesar de que, como ya se ha comentado, existan demasiados ejemplos de fallos en intentos de revegetación de estos espacios; sobre todo en desmontes sobre rocas no consolidadas bajo climas mediterráneos semiáridos.

Para prevenir efectos geomorfológicos e hidrológicos severos en los propios taludes de las infraestructuras lineales, la literatura recoge como una buena práctica, ciertamente esencial, evitar la entrada de escorrentía exterior (*run-on*) hacia el talud. Todo ello mediante medidas como la construcción de cunetas perimetrales efectivas (*cut-off drains*). Sin embargo, una vez que el flujo se concentra en estas cunetas, el potencial erosivo resultante de liberar dicha escorrentía (y el de infiltración, si no están pavimentadas), se incrementa considerablemente. Por este motivo, su conducción hacia el sistema de drenajes y cunetas, cuando el diseño lo recomiende, debería realizarse mediante los distintos tipos de bajantes que están diseñados para disipar la energía.

La prevención de los efectos derivados de la existencia de surgencias en los desmontes puede acometerse desde métodos tradicionales y contrastados, tales como drenar de manera controlada los niveles

permeables mediante alguno de los múltiples sistemas existentes (como tubos perforados), o mediante el uso de vegetación que cumpla la misma función, lo cual está menos ensayado.

Otra práctica beneficiosa consiste en aumentar la rugosidad de los desmontes. Pero mientras que en demasiados países, incluido España, aún se reivindica la construcción de taludes con apariencia lisa, que otorguen una (falsa) impresión de ‘buen acabado’ y de un trabajo ‘bien hecho’, se puede citar que, nada menos que en 1978, Wright y otros autores alertaban categóricamente sobre esa práctica perjudicial, la cual suele conducir a fallos en el establecimiento de la vegetación. Según señalan Wright *et al.* (1978), las superficies rugosas otorgan una apariencia ‘fea’ al profano, pero favorecen la infiltración de agua y ayudan a recolectar semillas y nutrientes, lo que acelera el establecimiento de la vegetación y, por consiguiente, disminuye la emisión de aguas y sedimentos a la red de drenaje. Un trabajo mucho más reciente (Petersen *et al.*, 2004) también pone de manifiesto cómo los lechos rugosos favorecen significativamente el establecimiento de la vegetación.

Este aspecto revela una constante contradicción, o una falta de claridad de objetivos, a la hora de acometer muchos proyectos de restauración, en los que no está claro desde el principio el aspecto y función que debe tener un talud de una infraestructura lineal. Las posturas y enfoques que van desde una aproximación meramente estética (proporcionar la más agradable experiencia visual para el conductor) hasta otra más ecológica, como la que se propone en este manual, no han logrado una conciliación. En esta discusión no habría que obviar que una mayor funcionalidad ecológica tiene unas mayores posibilidades de integración visual.

La reducción de la escorrentía y el incremento de la infiltración mediante procesos de descompactación o aumento de la rugosidad aparecen descritos como medidas efectivas en trabajos como Gray y Sotir (1996) o Hogan y Drake (2009).

Otras medidas de ‘sentido común’, pero que la dinámica de las obras puede dificultar, consisten en planificar las actividades de construcción y restauración en función de la meteorología del lugar, de modo que se minimicen los procesos erosivos, y en reducir el tiempo de exposición entre la construcción y la restauración de desmontes y terraplenes, de manera que se eviten o minimicen los procesos erosivos (Figura 15).



Figura 15. Erosión hídrica muy severa en terraplenes de una autovía. La paralización de las obras impidió el extendido de tierra vegetal y la revegetación durante un largo periodo de tiempo (Foto: J.F. Martín Duque).

3. Corrección de los efectos *off-site*

La adopción de un enfoque o aproximación ecológica que permita minimizar muchos de los efectos ambientales más habituales que tiene la construcción de carreteras y ferrocarriles debería partir de un análisis y comprensión de la dinámica geomorfológica e hidrológica que tiene el territorio sobre el que se impone la infraestructura. En el caso de la hidrología, las estimaciones de volúmenes de escorrentía y de sus caudales punta, aunque imprescindibles para diseñar los drenajes, deberían completarse con análisis sobre su capacidad de erosión, transporte y sedimentación. Una comprensión y anticipación de los factores geomorfológicos e hidrológicos implicados evitarían muchas de las habituales letanías de problemas que surgen tras la fase de construcción.

Para la corrección de los efectos geomorfológicos e hidrológicos *off-site*, la experiencia y la literatura destacan los múltiples beneficios que tiene aumentar la ‘permeabilidad’ hidrológica y territorial de las infraestructuras (por ejemplo, mediante la construcción de viaductos). Un caso interesante lo constituyen toda una serie de proyectos destinados a mejorar la permeabilidad de la autovía AP-7 frente a las avenidas.

Se debería, asimismo, evitar incrementar excesivamente el área de las cuencas hidrográficas que drenan hacia los distintos colectores que atraviesan las infraestructuras, impidiendo en la medida de lo posible la desviación de escorrentía desde unas cuencas hidrográficas a otras. También se debería limitar la distancia entre los sistemas de cunetas y



Lugar de interés geológico excepcional (cabalgamiento o falla inversa), expuesto como consecuencia de unas obras de ampliación de la carretera N-110, en el borde norte del Sistema Central (proximidades de la localidad de Villacastín). El material grisáceo situado sobre la línea oblicua (falla) son granitoides del Paleozoico que ‘cabalgan’ sobre los materiales anaranjados y ocreos correspondientes a arenas arcóicas del Cenozoico (Foto: Alberto Carrera). En Díez y Martín Duque (2005).

alcantarillas, con el objetivo de reducir la longitud de recorrido de la escorrentía.

Otras medidas efectivas consisten en dirigir el desagüe de los drenajes hacia zonas con una buena cubierta vegetal, bien existente o bien creada mediante canales revegetados. O bien canalizar las emisiones de escorrentía y sedimentos que

atraviesan o proceden de las infraestructuras hasta balsas de decantación o retención temporal, tanques de tormentas, diques de tierra o gaviones, o similares, a la salida de los drenajes (Figura 16). Opcionalmente, estas estructuras pueden incorporar un desagüe controlado y gradual de la escorrentía, todo ello con el objetivo de laminar picos de avenidas y de evitar posibles roturas o colmataciones rápidas.



Figura 16. Izquierda: ejemplo de una balsa de decantación de sedimentos y de contención de vertidos accidentales, conectada al sistema de drenaje de la autopista Radial 4 (Madrid). En la imagen pueden observarse, además de la infraestructura lineal, la bajante desde el terraplén, la cuneta que conduce la escorrentía y los sedimentos a la balsa; el canal de entrada; la balsa; y el vertedero de la balsa a la red fluvial del entorno (arroyo Salinas). Derecha: detalle de la misma balsa, en el que se aprecian mejor alguno de los elementos que la componen: el canal de entrada, la raja de desbaste, la balsa, el canal de vertido y el arroyo Salinas (al fondo) (Fotos: Javier Martínez de Castilla Colomer, Ferroviario-Agromán SA).

La literatura especializada propone evitar construir cunetas con un diseño convencional con perfil ‘en V’, y construirlas con fondo plano, sobre todo si no están pavimentadas, ya que las primeras concentran y aceleran el flujo de agua y favorecen la erosión, bien en la propia cuneta (si no está cementada), bien cuando se libera la escorrentía hacia fuera del ámbito de la infraestructura. Otras recomendaciones aún más completas incluirían diseñar las cunetas sobre la base de principios de la geomorfología fluvial (Bugosh,

2006) y utilizar pavimentos permeables, siempre previendo sus posibles efectos.

Como síntesis, podría decirse que habría que reducir al máximo posible la interceptación, concentración y desviación de la escorrentía producida por la construcción de carreteras. Además, la escorrentía evacuada debería distribuirse espacial y temporalmente, buscando siempre incrementar la infiltración, y evitando dirigir los desagües hacia laderas sin protección frente a la erosión hídrica.

VI. UN EJEMPLO ILUSTRATIVO. LAS LIMITACIONES DE LAS SOLUCIONES ‘ESTÁNDAR’

El siguiente caso (descrito en detalle en Díez Herrero *et al.*, 2009) puede servir para ilustrar la dicotomía permanente que existe entre una forma convencional de abordar el tratamiento de taludes de carreteras (el ya referido ‘*business as usual*’) y la existencia de otras posibilidades, apenas exploradas, que podrían conseguir solucionar problemas de manera más eficiente y con una mayor integración ambiental.

La carretera SG-312, denominada localmente ‘Cuesta de los Hoyos’, consiste en una vía de doble carril que bordea la ciudad histórica de Segovia por el suroeste, constituyendo una de las principales vías de comunicación de su entorno. Dicha carretera discurre, a modo de escalón, entre el fondo de un pequeño valle (del arroyo Clamores) y una ladera desarrollada sobre rocas carbonáticas.

Las obras de construcción de esta carretera, y de sus sucesivos arreglos y ensanches, han conformado un escarpe continuo en uno de los márgenes de la vía. Este escarpe, casi vertical, ha favorecido la ocurrencia de sucesivos procesos de caídas, desprendimientos, vuelcos y colapsos de rocas, cuya interferencia con el tráfico rodado ha sido muy frecuente. De hecho, ha existido aquí desde antiguo la característica señal de tráfico que indica ‘peligro por desprendimientos’. En el año 2003, la circulación por esta carretera estuvo cortada debido a las obras de estabilización de los taludes, como consecuencia de dos importantes desprendimientos de rocas ocurridos los meses de mayo y agosto de ese mismo año, uno de los cuales movilizó más de 20 toneladas de rocas. Tras ese desprendimiento, y cuando apenas habían transcurrido 25 días de su apertura, la carretera tuvo que ser cortada de nuevo el 31 de agosto de 2003, tras otro desprendimiento.

La solución de estabilización consistió en aplicar a todo el cortado rocoso distintos tipos de malla talud (Figura 17), cuyo importe total fue de 900.000 euros. Si bien la medida correctora puede ser efectiva para pequeños desprendimientos, no lo es para otros de mayor entidad (puesto que la solución no logra estabilizar grandes bloques inestables, como también puede verse en la Figura 17). Al mismo tiempo, se echa en falta aquí un tratamiento más adaptado al entorno tan singular en el que se integra la vía, con vistas recíprocas entre la carretera y el borde suroeste de la ciudad histórica (que es Patrimonio de la Humanidad desde 1985). La singularidad de

este enclave se completa por la circunstancia de que el talud objeto de tratamiento incluye cuevas aprovechadas como necrópolis, que fueron el cementerio judío de la ciudad. De hecho, la Fiscalía de la Audiencia Provincial de Segovia llegó a incoar diligencias informativas para tener conocimiento de la posible afección al medio ambiente de estas obras. Desde nuestro punto de vista, una acción ‘correctora’ más sensible y ecológica, más particularizada, y con un enfoque en el que hubiera predominado la integración ambiental de la obra en su entorno, podría haber propuesto, al menos en algunos sectores, la retirada y desmonte de todos aquellos sectores del talud que mostrasen mayor inestabilidad, eliminando el riesgo, pero dejando al descubierto afloramientos naturales de roca ‘sana’ (en la línea de la solución ‘talud Royal’, que se expondrá más adelante). En este sentido, la exposición de superficies coincidentes con diaclasas existentes habría favorecido un aspecto más ‘envejecido’, de manera natural, del desmonte, conservando así el carácter singular de este entorno.



Figura 17. Tratamiento con malla-talud efectuado en la Cuesta de los Hoyos (Segovia) (Foto: Andrés Díez).

La confirmación del fracaso de una solución que no está adaptada a paliar la causa del problema se ha puesto de manifiesto con la ocurrencia de nuevos desprendimientos recientes, ocurridos el 22 de noviembre de 2010, que han motivado un nuevo cierre de la vía.

Muy cerca de la citada carretera SG-312 aparece otro ejemplo de ‘estabilización’ de un escarpe rocoso que ilustra, incluso mucho más claramente que el anterior, la dificultad para adoptar otro tipo de soluciones que no sean las rutinarias.

En este caso se trata de unos cantiles rocosos de la misma naturaleza que los recién descritos que, a modo de anfiteatro natural, circundan el Santuario de La Fuencisla (denominadas Peñas Grajeras), también en el entorno de la ciudad histórica de Segovia. Estos escarpes han sufrido al menos cinco desprendimientos de gran entidad en los últimos 500 años (Díez Herrero *et al.* 2009), lo que indica un periodo de retorno de un evento de gran magnitud de entre 100 años. El suceso más reciente tuvo lugar la madrugada del 7 de abril de 2005, cuando al menos dos mil toneladas de roca se desprendieron de las Peñas Grajeras, destruyendo el edificio anexo al Santuario de la Fuencisla e hiriendo a tres religiosas que se encontraban dentro.

Dentro de estas mismas Peñas Grajeras, toda una serie de desprendimientos de menor entidad afectan también, de modo recurrente, a la carretera que discurre a su pie (carretera SG-310, o carretera de Arévalo). Así, unos pocos días después del suceso del 7 de abril de 2005, se produjo un nuevo desprendimiento de rocas en una zona muy próxima. En este caso, las rocas caídas alcanzaron a un vehículo que pasaba por la carretera en ese momento. Con posterioridad, otros desprendimientos (ocurridos el 13 de mayo de 2008 y el 20 de julio de 2008), obligaron de nuevo a cortar algunas zonas a la circulación de personas y vehículos

En este caso se puede ser aún mucho más crítico con la actuación de estabilización y restauración que se produjo sobre las Peñas Grajeras con posterioridad al gran desprendimiento del 7 de abril de 2005. Tras el desprendimiento, un gran bloque quedó semisuspendido, separado del macizo rocoso

por una grieta de 6 cm de anchura y de 15 m de longitud, con riesgo de afectar al Santuario. Tras esa alarma, se produjo una intervención inmediata, que ‘bulonó’ el bloque inestable al macizo rocoso, realizándose con posterioridad un tratamiento con mortero proyectado (gunitado). En nuestra opinión, hubiera sido mucho más conveniente proceder a desmontar el gran bloque inestable, lo que hubiera garantizado una gran estabilidad de la zona durante muchos años. Y hubiera permitido el afloramiento de roca natural, asegurando el mantenimiento de la calidad ecológica y visual del lugar. Como mínimo, esta posibilidad debería haberse contemplado como alternativa, dada su viabilidad y dado que los requerimientos técnicos (instalación de grúa) y de riesgo asumido eran similares en los dos casos. Sin embargo, en su lugar se procedió a realizar una actuación ‘convencional’ (Figura 18), como las que se aplican en cualquier talud de carretera, en un entorno de gran valor natural, histórico y religioso, y, sin duda, en el paisaje más sobresaliente del entorno de la ciudad de Segovia. No en vano, esta zona forma parte de las vistas panorámicas de mayor calidad que se obtienen desde el mirador del Alcázar, vistas que se encuentran protegidas por una normativa pionera en nuestro país (del año 1941) a este respecto. La Tabla 1 trata de comparar los efectos que hubiera tenido la alternativa de desmontar el bloque inestable con respecto a la solución finalmente adoptada.



Figura 18. Detalle del bulonado y gunitado elegido como solución técnica para la fijación de la placa de roca contigua a la zona desprendida (Foto: Andrés Díez).

Tabla 1.
Efectos de las diferentes soluciones técnicas de actuación en Peñas Grajeras (Segovia).

EFFECTOS QUE HUBIERA TENIDO DESMONTAR EL GRAN BLOQUE INESTABLE	EFFECTOS DE LA INTERVENCIÓN REALIZADA: BULONADO + GUNITA
Apariencia natural, manteniendo la calidad visual. Hubiera quedado un escarpe rocoso poco meteorizado, que se habría integrado progresivamente en el conjunto del cortado	Pérdida de valores estéticos. Aspecto artificial, de “cualquier desmonte de carretera”, en un entorno de calidad visual muy alta
Hubiera mantenido intactos los valores que hacen de esta localización un enclave singular	La singularidad del enclave se mantiene, pero se produce una pérdida clara del carácter del lugar
Se habrían mantenido los procesos geomorfológicos, hidrológicos y ecológicos (mantenimiento del hábitat natural para distintas especies rupícolas y de la biodiversidad...)	No mantiene los procesos geomorfológicos, hidrológicos y ecológicos. Sistema artificial, sin flujos naturales ni hábitats (gunitado)
Hubiera sido una solución resiliente y estable	No es una solución ni resiliente ni estable
No hubiera requerido mantenimiento (mucho mayor estabilidad). Más barato	Requiere mantenimiento (el problema queda ‘congelado’). Más caro

VII. EJEMPLOS DE ÉXITO (O DE CÓMO SERÁ EL FUTURO)

El hecho de que la práctica totalidad de los taludes de infraestructuras lineales se construyan actualmente siguiendo casi siempre los mismos métodos, no quiere decir que no existan ya otras propuestas y realidades que constituyen ejemplos exitosos, que apuntan hacia otra manera de hacer las cosas. Estas experiencias, aún muy minoritarias y tildadas de ‘poco realistas’, o ‘muy caras’ (lo cual contraargumentaremos), muestran lo que serán, probablemente, los procedimientos de diseño y construcción de la mayor parte de los taludes de infraestructuras lineales en el futuro.

1. Máxima estabilidad e integración ambiental de desmontes rocosos: el talud Royal®

La práctica constructiva actual de desmontes de infraestructuras lineales sobre macizos rocosos puede considerarse bastante ‘traumática’ para el paisaje afectado, dado que ‘bisela’ por igual todo tipo de rocas y formas del terreno. Los nuevos desmontes suelen tener un gran impacto visual y ecológico, al tiempo que son fuente de todo tipo de inestabilidades. Frente a esta manera –casi única– de observar la realidad de estos espacios, el talud Royal® (<http://www.genie-geologique.fr/>), creado y patentado por el geólogo francés Paul Royal, propone un método que consigue,

simultáneamente, otorgar la máxima estabilidad a los desmontes rocosos de infraestructuras lineales y conseguir una extraordinaria integración visual y ecológica.

El método consiste en analizar la evolución geomorfológica que sufren las mismas rocas objeto de corte en laderas de paisajes del entorno, que se consideran referentes, e ‘imprimir’ a los desmontes construidos dicha evolución desde el principio. En el fondo, el razonamiento es simple, y realiza la siguiente interpretación: si se construyera un desmonte rocoso sobre una localización determinada, y no se interviniera sobre él (estabilizándolo) durante un periodo de tiempo largo, este sufriría una evolución geomorfológica. La interpretación de esa evolución no es imposible, sino perfectamente factible a partir del análisis de los referentes ya citados. Sobre esta base, la solución Royal ‘comprime’ esa evolución durante la fase constructiva, y otorga al desmonte rocoso, desde el principio, la evolución que sufriría a lo largo de un periodo de tiempo dilatado. El resultado es un talud muy estable, visualmente muy atractivo, y con las máximas ventajas ecológicas.

En síntesis, el método consiste en; a) identificar las principales líneas de discontinuidad del macizo rocoso (fallas, diaclasas, planos de estratificación, planos de esquistosidad...), las cuales determinan

la inestabilidad; b) comprender los patrones de esa inestabilidad, como tipo de proceso (caídas o deslizamientos...) y condiciones de ocurrencia; c) conocer cuál es la respuesta diferencial (erosiva o evolutiva) de las distintas rocas que componen un talud (por ejemplo, una roca masiva puede soportar un talud vertical, pero un estrato de una roca sedimentaria intercalada no), e incorporar dicha respuesta en el diseño.

Los taludes Royal se construyen a partir de voladuras muy dirigidas o controladas (adaptadas a la estructura de los distintos tipos de rocas). Este proceso se completa mediante el desmonte particularizado de bloques inestables con retroexcavadora, y también de manera manual (Figura 19). El enfoque convencional interpreta que el procedimiento Royal es ‘mucho más caro’ que los métodos actuales de construir desmontes, pero desde aquí nos atrevemos a afirmar que este método es ‘mucho más barato’, si consideramos el ahorro que se genera con el método Royal tanto en costes de medidas correctoras de tipo estructural (cunetas, bulones, mallas, empleo de gunita...) como en costes de mantenimiento al que están sujetos la mayoría de los taludes rocosos que son afectados por infraestructuras lineales (véase a este respecto el ejemplo descrito en el apartado VI de este capítulo).



Figura 19. Aspecto de un talud Royal en construcción, en el que se están eliminando los últimos bloques inestables de forma manual. Carretera RN57, en Luxeuil, Francia (Foto: Paul Royal).

Como ya se ha indicado, además del beneficio económico a largo plazo, los taludes Royal ofrecen enormes ventajas paisajísticas y ecológicas:

1. Constituyen teselas de paisaje visualmente atractivas, perfectamente integradas en el entorno. Ello es así porque ofrecen una configuración geomorfológica que es convergente (‘natural’, coherente) con la del entorno (Figura 20). También, y este destalle es esencial, porque al dejar

al descubierto las discontinuidades naturales de la roca, estas ya tienen un determinado grado de meteorización, lo que consigue el admirable objetivo de construir un talud nuevo que ya parece ‘muy viejo’, por estar meteorizado (Figura 21).



Figura 20. Aspecto de un talud Royal en la carretera Azo, Cahors (Francia) (Foto Paul Royal).



Figura 21. Aspecto de un talud Royal en la carretera RD 105, Loire (Francia), en el que se observa la exposición de superficies ya meteorizadas en un desmonte de reciente construcción (Foto Paul Royal).

2. Se logra establecer una continuidad entre la geología y la geomorfología (es decir, la estructura del paisaje) del entorno y los desmontes construidos, al evitar contactos bruscos y artificiales entre ambos sistemas.
3. La configuración del desmonte ofrece las mayores ventajas ecológicas posibles, al no incluir elementos artificiales. A su vez, se maximiza la superficie total expuesta, dado que son taludes ‘tridimensionales’, que incrementan considerablemente su superficie final. Aún más, como existen distintas orientaciones y pendientes, se construye la base

para la existencia de una gran diversidad de hábitats. Finalmente, dada la ausencia de elementos artificiales y su gran estabilidad, su colonización natural por distintas especies de flora y fauna es rápida y espontánea.

El método Royal cuenta con una amplísima gama de ejemplos construidos en Francia, (accesibles a través de <http://www.geniegeologique.fr/>), y a fecha de 2010, con dos ejemplos en Cataluña: carretera C-16 D’Abrera a Bellver de Cerdanya, y carretera C-15 en el tramo de Vilanova i la Geltrú – Vilafranca del Penedés (Figura 22). Estos ejemplos son el resultado de iniciativas de gran interés, que llevan años buscando las mejores soluciones disponibles para minimizar el impacto de las infraestructuras viarias sobre el territorio (EGAM S.L. 2000).



Figura 22. Aspecto de un talud Royal en construcción, en una autopista que atraviesa el macizo del Garraf (Cataluña). La Declaración de Impacto Ambiental de esta autopista puso como condición la construcción de este tipo de talud en esta zona. Nótese cómo las rocas de la izquierda de la imagen (rocas de falla, más erosionables) son remodeladas formando ya una pequeña depresión en el desmonte, alcanzando desde el principio la que será su más que previsible evolución, tal y como ocurre en las laderas ‘naturales’ del entorno (Foto: J.F. Martín Duque).

2. A la búsqueda de la máxima estabilidad e integración ambiental de desmontes sobre rocas no consolidadas: remodelados topográficos y aumento de la estabilidad física del sustrato

La construcción de desmontes sobre rocas no consolidadas (rocas ‘blandas’) no cuenta con un método de diseño y construcción tan sólido y coherente como el talud Royal, si bien existen iniciativas que apuntan en esa dirección.

En primer lugar, el Departamento de Transportes del estado de California, en Estados Unidos (Caltrans), sobre la base de la aproximación de Schor y Gray (2007), está diseñando y construyendo desmontes a partir de remodelados geomorfológicos que buscan una mayor estabilidad e integración ambiental en el entorno (Figura 23).

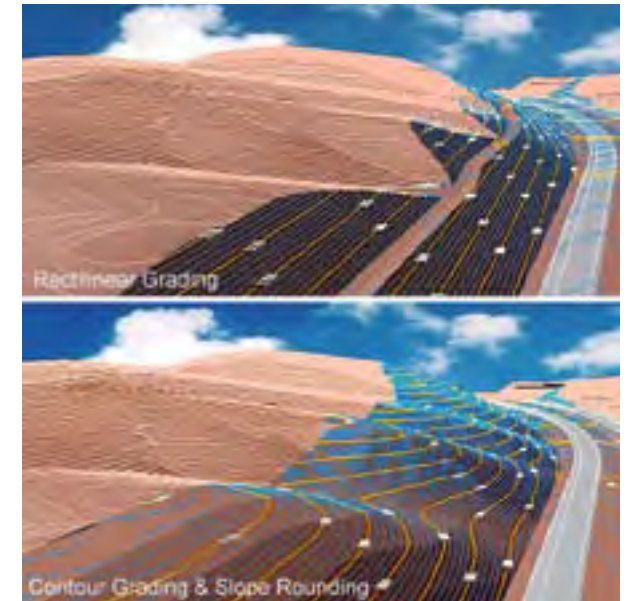


Figura 23. Comparativa entre un remodelado rectilíneo del terreno y otro que se adapta a las formas del paisaje, en el entorno de una infraestructura lineal. El segundo aumenta la superficie afectada, pero puede tener, según el escenario, mayores ventajas en términos de estabilidad e integración ambiental. Imagen accesible a través de: http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/contour_grading_rounding.htm.

Como ya se ha señalado a lo largo de todo el capítulo, en los desmontes de rocas no consolidadas construidos en ambientes semiáridos, la erosión hídrica constituye un problema central, que determina la estabilidad de los desmontes y el éxito de las restauraciones. En este sentido, además de consolidar y articular como método las posibilidades de remodelados topográficos sobre la base de los ejemplos expuestos, un equipo de investigación formado por personal de las Facultades de Geología y Biología de la Universidad Complutense de Madrid (UCM) y del servicio de I+D+i de la empresa constructora Obrascón Huarte Lain S.A (OHL) está desarrollando soluciones para reducir la erosión hídrica en estos escenarios mediante el manejo de procesos que intervienen en las propiedades físicas de los sustratos de los desmontes (descompactación, aumento de la rugosidad, estudio de la organización microtopográfica de la escorrentía y posibilidades de control de la misma sin elementos estructurales...) (Barbero *et al.* 2009a, 2009b).

VIII. HACIA UN CAMBIO DE PARADIGMA

Las consideraciones y ejemplos descritos tratan de ilustrar el necesario cambio de paradigma que debería ocurrir con respecto al manejo y control de la dinámica geomorfológica e hidrológica en el entorno de las infraestructuras lineales. Ese cambio debería afectar a todas las fases: diseño, construcción, medias correctoras y de restauración, y requeriría tratar de ‘manejar’ y controlar las dinámicas geomorfológica e hidrológica de forma más adaptativa, y no basada exclusivamente en medidas estructurales convencionales. Ello permitiría lograr soluciones que combinen de manera más eficiente seguridad y beneficios ambientales y económicos.

A modo de ejemplo, la adopción de enfoques más ‘adaptativos’ en taludes sobre rocas no consolidadas en ambientes mediterráneos semiáridos podría incrementar, significativamente, el éxito de los procesos de revegetación y de restauración ecológica, y disminuir los costes de mantenimiento. La principal mejora derivada de tratar de comprender y manejar esos procesos geomorfológicos e hidrológicos desde un enfoque ecológico se debe a la reducción en

la merma de bienes y servicios ambientales en el entorno de las infraestructuras. Se podría conseguir, así, disminuir las pérdidas de suelo por distintos procesos erosivos (en algunos casos severos, tales como formación de barrancos y cárcavas), así como por fenómenos de sedimentación (por ejemplo, en forma de conos aluviales). Todo ello impediría a su vez la pérdida de suelos productivos desde un punto de vista agrícola, forestal y ecológico. Y se reducirían al mínimo las emisiones de sedimentos a las redes fluviales próximas, un problema ambiental muy serio que pasa inadvertido en España.

Respecto a los desmontes rocosos, el método del talud Royal sintetiza de manera magistral el enfoque adaptativo y el cambio de paradigma que aquí se defiende.

Prestar atención al interés científico, educativo y turístico de determinadas exposiciones (afloramientos), generadas por la apertura de infraestructuras lineales, podría completar un abanico de medidas encaminadas a incrementar la integración ambiental de las infraestructuras lineales en su entorno.

IX. PREGUNTAS CLAVE

¿Cómo se puede cumplir la mejor integración geomorfológica e hidrológica posible de la infraestructura (formulación de distintas alternativas o diseño de la alternativa final)?

Realizar análisis geológicos, geomorfológicos e hidrológicos regionales y a escala de paisaje, que permitan adaptar la infraestructura al territorio, minimizando los riesgos naturales y los impactos.

¿Cómo se puede maximizar la ‘permeabilidad’ hidrológica de la infraestructura sobre el territorio, minimizando sus ‘efectos barrera’?

Explorar todas las posibilidades de diseño y construcción que sean más eficientes a la hora de favorecer la conectividad hidrológica a ambos lados de la infraestructura (viaductos, drenajes...).

¿Es viable técnica y económicamente modificar los perfiles topográficos rectilíneos de los taludes por otros geomorfológicamente más estables en esas localizaciones?

Evaluar la posibilidad de introducir variaciones a los diseños de taludes rectilíneos si se estima que otras morfologías, técnica y económicamente viables, son más estables en el largo plazo.

¿Cuáles son los factores abióticos que limitan la estabilidad geomorfológica de los taludes objeto de actuación, así como el establecimiento y desarrollo de suelos y vegetación? ¿Cómo se pueden ‘manejar’, de manera experta y desde un enfoque ecológico, dichos factores?

Realizar un análisis de esos factores a escala local, y utilizar la experiencia acumulada por el estado del conocimiento actual para su manejo desde una óptica ecológica. En función de las condiciones climáticas y particulares, ese manejo puede ir dirigido a aumentar la infiltración de agua (a partir de medidas como el aumento de la rugosidad o la descompactación), para evitar la erosión hídrica, o a todo lo contrario, es decir, a favorecer el drenaje, para evitar una saturación del subsuelo que provoque movimientos gravitacionales.

X. ERRORES HABITUALES

1. Imponer la infraestructura al territorio, en lugar de adaptarla o integrarla en el mismo, en la medida que los condicionantes técnicos y económicos de cada proyecto lo permitan.
2. Realizar obras en carreteras que discurren por paisajes rurales y naturales de gran valor ecológico y paisajístico, que bien son innecesarias, bien se realizan desde una perspectiva que no considera el carácter del territorio transformado. Para evitar estos errores se podría adoptar el enfoque que tienen, para este tipo de vías, los países del norte de Europa y de Norteamérica.
3. Aplicar soluciones estándar, para estabilizar taludes, sin considerar la calidad o fragilidad del entorno en el que se realiza dicha actuación.
4. No identificar, conservar, habilitar y promover la divulgación e interpretación de puntos, lugares y estructuras singulares, de interés geológico y geomorfológico, que quedan expuestos, con frecuencia, como consecuencia de la construcción de infraestructuras lineales.
5. No considerar la erosión hídrica como un factor de inestabilidad de primer orden en taludes que tienen materiales no compactados, y no incluir, por tanto, dicho factor en el diseño de los taludes.
6. No prever los efectos que tendrán los ‘cortes’ realizados en el terreno, en los procesos de construcción de infraestructuras, sobre posibles niveles permeables y saturados del subsuelo, ni las consecuencias que se derivarán sobre la inestabilidad de los taludes.
7. No considerar el efecto que introduce la variabilidad litológica dentro de un mismo talud a la hora de abordar su estabilización o restauración.
8. Realizar plantaciones de arbustos y matorrales en desmontes muy susceptibles a la erosión hídrica, lo que no consigue reducir la erosión, sino al contrario, la favorece, debido al descenso del nivel de base local que introducen en el talud los procesos de ahoyado.

XI. BIBLIOGRAFÍA

Al-Homoud, A.S., G. Prior, y A. Award. 1999. Modelling the effect of rainfall on instabilities of slopes along highways. *Environmental Geology* 37(4):317-325.

Andrés, P., y M. Jorba. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8:268-275.

Aramburu, M.P., et al. 2006. Guía para la elaboración de estudios del Medio Físico. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Arnáez, J., y V. Larrea. 1995. Erosion processes and rates on road-sides of hill-roads (Iberian System, La Rioja, Spain). *Physics and Chemistry of the Earth* 20(3-4):395-401.

Ayala, F.J., y J. Olcina, coordinadores. 2002. Riesgos Naturales. Ariel, Barcelona.

Ayala, F.J. y F. Andréu. 2006. Manual de Ingeniería de Taludes. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

Barbero, F., J.F. Martín Duque, S. de Alba, I. Mola, y L. Balaguer. 2009a. Caracterización y estabilidad geomorfológica de desmontes de infraestructuras lineales de la cuenca de Madrid. Páginas 1360-1371, J. Corominas y M. Hürlimann, editores, VII Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. CIMNE, Barcelona.

Barbero, F., S. de Alba, J. Catalán, A. Martín Herrero, y J.F. Martín Duque. 2009b. 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. Páginas 1348-1359, J. Corominas y M. Hürlimann, editores, VII Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. CIMNE, Barcelona.

Bochet, E., y P. García-Fayos. 2004. Factors Controlling Vegetation Establishment and Water Erosion on Motorway Slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12(2):166-174.

Bochet, E., P. García-Fayos, B. Alborch, y J. Tormo. 2007a. Soil water availability effects on seed

germination account for species segregation in semi-arid roadslopes. *Plant Soil* 295:179–191.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2007b. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I. Seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15(1):88–96.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2010. How can we control erosion of roadslopes in semiarid mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation and Development* 21:110–121.

BOE, 1990. Orden de 14 de mayo de 1990 por la que se aprueba la Instrucción de Carreteras 5.2-1C, drenaje superficial, páginas 14036-14082. BOE del miércoles 23 de mayo de 1990,. <http://www.boe.es/boe/dias/1990/05/23/pdfs/A14036-14082.pdf>.

Bugosh N. 2006. Basic Manual for Fluvial Geomorphic Review of Landform Designs. Office of Surface Mining of the US Department of the Interior, Denver.

Díez, A. 2003. Geomorfología e Hidrología fluvial del río Alberche. Modelos y SIG para la gestión de riberas. Serie Tesis Doctorales nº 2. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia y Tecnología, Madrid. <http://www.ucm.es/BUCM/tesis/geo/ucm-t25361.pdf>.

Díez, A., y J.F. Martín Duque. 2005. Las raíces del paisaje. Condicionantes geológicos del territorio de Segovia. Junta de Castilla y León, Valladolid.

Díez Herrero, A., L. Laín Huerta, J.F. Martín-Duque, y F. Vicente Rodado. 2009. A todo riesgo III. Convivir con los desastres geológicos cotidianos. Guión de la excursión científico-didáctica de la Semana de la Ciencia 2009. IGME, UCM e IE-Universidad, Madrid-Segovia. http://www.dendro-avenidas.es/Riada/documentos/a_todo_riesgo_iii_2009.pdf.

Diseker, E.G., y E.C. Richardson. 1961. Roadside sediment production and control. *Transactions of the ASAE* 4(1): 62–68.

Diseker, E.G., y E.C. Richardson. 1962. Erosion rates and control methods on highway cuts. *Transactions of the ASAE* 5(2):153–155.

Diseker, E.G., y J.M. Sheridan. 1971. Predicting sediment yield from roadbanks. *Transactions of the ASAE* 14(1):102–105.

EGAM, S.L. 2000. Recull d'accions per minimitzar l'impacte de les infraestructures viàries sobre el territori. Quaderns de Medi Ambient nº5. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/actuacions_i_serveis/publicacions/quaderns_ma_catalunya.jsp.

Ellis, N.V., editor. 1996. An Introduction to the Geological Conservation Review. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

Fifield, J.S. 2004. Designing for Effective Sediment and Erosion Control on Construction Sites. Forester Press, Santa Barbara, California.

Forman, R.T.T. 2000. Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology* 14(1):31–35.

Forman, R.T.T., y L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:207–231.

González de Vallejo, L., coordinador. 2002. Ingeniería Geológica. Prentice Hall, Madrid.

Graf, W. 1977. The rate law in fluvial geomorphology. *American Journal of Science* 27:178–191.

Gray, D.H., y R.B. Sotir. 1996. Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization. A practical guide for erosion control. John Wiley & Sons, New York.

Gucinski, H., M. Furniss, R. Ziemer, y M. Brookes. 2000. Forest Roads: A Synthesis of Scientific Information. USDA, Forest Service. http://www.fs.fed.us/eng/road_mgt/science.pdf.

Gutiérrez-Marco, J.C., E. Bernárdez. 2003. Un tesoro geológico en la Autovía del Cantábrico. El túnel Ordovícico del Fabar en Ribadesella, Asturias. Libro-catálogo de la exposición homónima, Ministerio de Fomento, Madrid.

Haigh, M.J. 1985. Geomorphic evolution of Oklahoma roadcuts. *Zeitschrift fur Geomorphologie* 29:439–452.

Hogan, M., y K. Drake, 2009. Sediment Source Control Handbook. An Adaptative Approach to Restoration of Disturbed Areas. A Sierra Business Council Publication, Truckee. http://www.sbcouncil.org/pdf/SSCH_Final_Web.pdf.

Hooke, R.L. 1994. On the efficacy of humans as geomorphic agents. *GSA Today* 4:217–225.

Hooke, R.L., J.F. Martín Duque, y J. Pedraza. 2010. Land transformation and Population: two neglected components of Global Change (manuscrito inédito).

Keller, E.A., y R.H. Blodgett. 2007. Riesgos naturales. Procesos de la Tierra como riesgos, desastres y catástrofes. Pearson Prentice Hall. Madrid.

Luce, C., B. Wemple, editors. 2001. Hydrologic and geomorphic effects of forest roads. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(2):111–232.

Martín Duque, J.F., M.A. Sanz, J.M. Bodoque, A. Lucía, y C. Martín Moreno. 2010. Restoring earth surface processes through landform design. A 13-year monitoring of a geomorphic reclamation model for quarries on slopes. *Earth Surface Processes and Landforms* 35:531–548.

Megahan, W. 1977. Reducing erosional impacts of roads. Páginas 237–251, S. Kunkle y J. Thornes, editores, Guidelines for Watershed Management. FAO, Rome.

Meyer, L.D., W.H. Wischmeier, y W.H. Daniel. 1971. Erosion, Runoff and Revegetation of Denuded Construction Sites. *Transactions of the ASAE Proceedings* 14(1):138–141.

Meyer, L.D., y M.J.M. Römkens. 1976. Erosion and sediment control on reshaped land. Páginas 2–65, 2–67, Proceedings of the Third Interagency Sediment Conference, Water Resources Council, Washington DC.

Ministerio de Fomento. 2005. PEIT: Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte 2005–2020. Ministerio de Fomento, Madrid.

Montgomery, D. 1994. Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. *Water Resources Research* 30(6):1925–1932.

MOPU. 1989. Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental. 1: carreteras y ferrocarriles. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.

National Research Council. 1997. Toward a Sustainable Future: Addressing the Long-term Effects of Motor Vehicle Transportation on Climate and Ecology. Natl. Acad. Press, Washington, DC.

Navarro, J. 2002. Control de la erosión en desmontes originados por obras de infraestructura viaria: aplicación al entorno de Palencia capital. Tesis doctoral, ETSI de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.

Nicolau, J.M. 2003. Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation and Development* 14:215–226.

Nyssen, J. et al. 2002. Impact of road building on gully erosion risk: a case study from the Northern Ethiopian Highlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 27:1267–1283.

Parker, G.G., y E.A. Jenne. 1967. Structural failure of Western highways caused by piping. *Highway Res. Rec.* 203:57–76.

Pedraza, J. 1996. Geomorfología. Principios, métodos y aplicaciones. Rueda, Madrid.

Petersen, J.F. 2002. The role of roacuts, quarries and other artificial exposures in geomorphology education. *Geomorphology* 47(2–4):289–301.

Petersen, S.L., B.A.Roundy, y R.M. Bryant. 2004. Revegetation methods for High-Elevation Roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12(2):248–257.

Regueiro, M. 2008. Guía metodológica para la elaboración de cartografías de riesgos naturales en España. Ministerio de Vivienda e Ilustre Colegio Oficial de Geólogos. Madrid.

Reid, L., y T. Dunne. 1984. Sediment production from forest road surfaces. *Water Resources Research* 20(11):1753–1761.

Riley, S., S. Shrestha, P. Hackney, y R.A. Mann. 2008. Water quality of road runoff in the Blue Mountains, NSW, Australia, Páginas 151–160. U. Mander, C.A. Brebbia, y J.F. Martín Duque, editores, Geo-environment and Landscape Evolution. Wessex Institute of Technology, Southampton.

Schor, H.J, y D.H. Gray. 2007. Landforming. An environmental approach to hillside development, mine reclamation and watershed restoration. John Wiley and Sons, Hoboken.

Schumm, S.A., y D.K. Rea. 1995. Sediment yield from disturbed earth systems. *Geology* 23(5):391–394.

Syvitski, J.P.M., C.J. Vörösmarty, A.J. Kettner, y P. Green. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308:376–380.

Toy, T.J., y J.P. Black. 2000. Topographic reconstruction: the theory and practice. Páginas 41–75. R.

Barnishel, R. Darmody, y W. Daniels, editores. Reclamation of Drastically Disturbed Lands. American Society of Agronomy, Madison.

TRAGSA. 1994. Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. TRAGSATEC. Mundi Prensa, Madrid.

Wright, D.L., H.D. Perry, y R.E. Blaser. 1978. Persistent Low Maintenance Vegetation for Erosion Control

and Aesthetics in Highway Corridors. Páginas 553-583. F.W. Shaller y P. Sutton, editores, Reclamation of Drastically Disturbed Lands. American Society of Agronomy, Crop. Sci. Soc. Of America and Soil Soc. Of America, Madison.

WSDOT. 2010. Environmental Procedures Manual. Washington State Department of Transportation. <http://www.wsdot.wa.gov/Publications/Manuals/M31-11.htm>



3

Ecohidrología: erosión hídrica y dinámica de la vegetación en laderas artificiales

José Manuel Nicolau, Tiscar Espigares, Mariano Moreno de las Heras y Luis Merino-Martín





CAPÍTULO 3

Ecohidrología: erosión hídrica y dinámica de la vegetación en laderas artificiales

José Manuel Nicolau, Tiscar Espigares, Mariano Moreno de las Heras
y Luis Merino-Martín

I. INTRODUCCIÓN

Como se ha señalado en varios apartados de este manual, la inestabilidad geomorfológica tiene efectos negativos sobre el éxito de la restauración de las laderas construidas (*on site effects*). En efecto, la erosión hídrica condiciona los procesos ecológicos que conducen al establecimiento y desarrollo de la vegetación, así como a la edafogénesis (Kapolka y Dollhopf 2001; Nicolau 2002). Se ha indicado que el ámbito clave para conseguir una restauración efectiva es el suelo, de manera que según, Bradshaw (1988), el objetivo de una restauración debería ser alcanzar un suelo biológicamente funcional. Sin embargo, Whisenant *et al.* (1995) advierten de que, en muchos casos, es un objetivo previo garantizar la estabilidad de los recursos edáficos, que son amenazados por los procesos erosivos. Los mecanismos por los cuales la erosión hídrica afecta a los procesos ecológicos han sido abordados desde la joven disciplina de la ecohidrología. A continuación se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en este campo por el grupo de investigación de la Universidad de Alcalá-Universidad de Zaragoza. Estas investigaciones se han efectuado sobre laderas derivadas de la restauración de la minería de carbón a cielo abierto en el ambiente mediterráneo-continental de Teruel. Su interés para el caso de las infraestructuras lineales se refiere a la restauración de los terraplenes, pues se trata de materiales vertidos, alóctonos, a diferencia de los desmontes de materiales autóctonos.

Las interacciones entre la escorrentía superficial y diversos procesos ecológicos han podido ser abordadas en el Área Experimental El Moral (Utrillas, Teruel) gracias a la existencia de un conjunto de laderas construidas de la misma edad y similares características topográficas, edáficas, de orientación y de tratamientos de revegetación, pero diferenciadas por el volumen de escorrentía generado en su cabecera, el cual se introduce en ellas circulando ladera abajo (*run-on*). Ello representa, en condiciones de campo, lo más cercano a un diseño experimental dirigido a evaluar el efecto del volumen de escorrentía, y la erosión hídrica asociada, sobre la dinámica de la vegetación. De hecho, la entrada de escorrentías exógenas por la cabecera de las laderas constituye una singularidad de estos sistemas emergentes, que condiciona notablemente

su evolución ecológica. Estas entradas (*run-on*) se generan a causa del incorrecto funcionamiento de cunetas superiores o bermas, o de la existencia de segmentos superiores de ladera abruptos o convexos que actúan como áreas-fuente de escorrentía. La inestabilidad que generan aconseja el máximo control sobre ellas en los proyectos de restauración (Hancock y Willgoose 2004).

En las laderas artificiales, la acción de la escorrentía superficial –movilizando partículas de suelo y generando geoformas que modifican la microtopografía– es un fenómeno generalmente previo en el tiempo a la siembra o llegada de propágulos, germinación y establecimiento de la vegetación. Y, probablemente, es un proceso también más dinámico en las primeras etapas de la evolución de los terraplenes.

II. EVOLUCIÓN ECOLÓGICA E HIDROLÓGICA DE LADERAS ARTIFICIALES

A modo general, se han identificado tres tipos de trayectorias de evolución ecológica e hidrológica (Moreno de las Heras, 2009a; Merino-Martín *et al.*, 2011) como se indica en la Figura 1: a) laderas con densas redes de regueros continuos, en las que la sucesión ecológica se encuentra bloqueada (*arrested succession*), presentando una escasa implantación vegetal (Figura 1A); b) laderas con regueros discontinuos y geoformas de sedimentación en conos y de erosión en interregueros, que han desarrollado comunidades vegetales herbáceas cuya distribución espacial en manchas discontinuas ('claros y matas') está asociada a las áreas exportadoras e importadoras de escorrentía y sedimentos (Figuras 1B y 1C); c) laderas sin geoformas previas asociadas a procesos de erosión-sedimentación en las que se produce el establecimiento de matorrales facilitadores (que interaccionan positivamente con otras especies, favoreciendo su establecimiento y desarrollo), los cuales controlan el flujo de agua y sedimentos (Figura 1D). Como se señala en la Figura 1, estos tres tipos

de laderas restauradas representan, a su vez, un gradiente desde el control abiótico de los recursos hídricos (por los procesos geomorfológicos, en las laderas tipo A y B) al control biótico que se produce en aquellas laderas colonizadas por matorrales facilitadores (tipo C).

Para las condiciones de las laderas de El Moral, se ha podido establecer que, con niveles de cubierta vegetal inferiores al 30% y tasas de erosión en regueros superiores a 20 t ha⁻¹ año⁻¹, la dinámica del sistema conduciría a un bloqueo de la sucesión ecológica. Con niveles superiores al 50% de cobertura vegetal y tasas de erosión en regueros inferiores a 5 t ha⁻¹ año⁻¹, la dinámica del sistema conduciría hacia una cubierta vegetal continua a partir de la matorralización. En los niveles intermedios (5-20 t ha⁻¹ año⁻¹ y 30-50% de cobertura vegetal), se organiza una cubierta vegetal discontinua en un patrón de matas y claros subordinado a la dinámica de la escorrentía superficial (Moreno de las Heras 2009a).

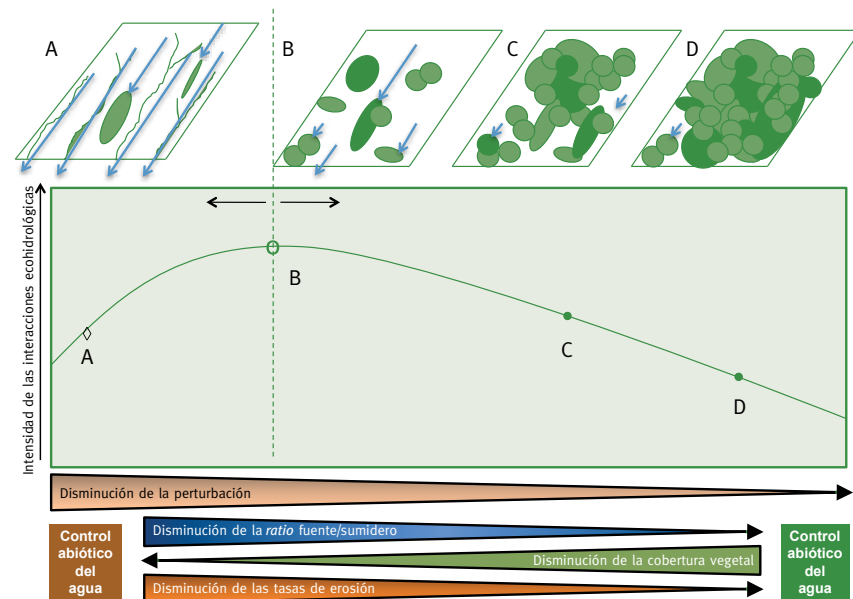


Figura 1. Gradiente de interacciones ecohidrológicas, desde el dominio de la reguerización (control abiótico) hasta el dominio de la vegetación arbustiva (control biótico mediado por las islas de fertilidad). (Merino Martín *et al.*, 2011).

III. FUNCIONAMIENTO ECOHIDROLÓGICO DE LADERAS DE ESTUDIO

En el caso de las laderas reguerizadas (Figura 2), ha podido establecerse que el principal efecto restrictivo de la erosión sobre la vegetación es la disminución del contenido de humedad edáfica a que da lugar la evacuación eficiente de la escorrentía por parte de los regueros (Moreno de las Heras *et al.*, 2011). La intensificación del déficit hídrico propiciada por la erosión en regueros condiciona notablemente la escasa colonización vegetal. En concreto se ha comprobado que limita la germinación de las semillas, el establecimiento y supervivencia de plántulas, y la producción de semillas de las plantas adultas (Espigares *et al.*, 2011).

Los regueros, además, redistribuyen el agua en la ladera (concentrando la humedad del suelo en la base de los regueros), lo que afecta también a la distribución espacial de las plantas. Así, en las laderas mineras de Teruel, a partir de densidades de regueros de 0,60 m m⁻² solo una comunidad pauciespecífica de *Medicago sativa* (alfalfa, originariamente introducida en las laderas mediante revegetación) es capaz de desarrollarse, concentrándose los individuos en los bordes entre los interregueros y los regueros. La localización espacial de estos individuos no es casual, sino que responde a la interacción entre los patrones de envejecimiento y muerte de las plantas con la distribución espacial de la humedad y los efectos mecánicos de los



Figura 2. Ladera reguerizada con control abiótico del ciclo del agua y reducido establecimiento de la vegetación. El déficit hídrico acentuado por los regueros limita el establecimiento y desarrollo de la vegetación. Nótese que los ejemplares de *Medicago sativa* se localizan en el borde de los regueros. El elevado volumen de escorrentía circulante tiene su origen en una amplia cabecera de ladera exportadora de escorrentía.

flujos de escorrentía. En este sentido, los bordes entre los regueros y los interregueros representan las áreas donde estas plantas pueden minimizar los niveles de estrés hídrico (gracias al uso de los recursos hídricos presentes en el entorno de la base de los regueros), evitando a la vez el fuerte impacto mecánico generado por los flujos concentrados de escorrentía que circulan por los regueros. Cabe señalar que este tipo de patrón espacial de la vegetación (dispuesto en pequeñas manchas paralelas a los flujos de escorrentía) presenta

una gran incapacidad para interceptar y redistribuir los flujos de recursos (agua, nutrientes...) que circulan por las laderas. En estas condiciones, las pérdidas directas de recursos hídricos de las laderas en forma de escorrentía superficial representan más del 20% de la precipitación anual (Moreno de las Heras *et al.* 2010).

En laderas con volúmenes intermedios de escorrentía (Figura 3), la disponibilidad de agua en el suelo está asociada a distintos microambientes geomorfológicos que funcionan como fuentes y sumideros de escorrentía y sedimentos. La presencia de las especies vegetales y su distribución espacial responden a dicha oferta de agua, con gramíneas sembradas (*Lolium perenne*) o establecidas mediante procesos de colonización natural (*Brachypodium sp.*) formando manchas densamente vegetadas en derramaderos de escorrentía (*run-off sprints*). Estos microambientes se encuentran asociados a microterrazas, así como a conos de sedimentación presentes en las discontinuidades de las redes de regueros. En estas áreas con mayor disponibilidad de recurso hídrico se ven favorecidas la riqueza de especies y la cubierta vegetal, así como la riqueza y abundancia del banco de semillas del suelo, lo que incrementa, a su vez, las posibilidades de germinación de las semillas. El aporte de agua desde los claros, o zonas desprovistas de vegetación, a las manchas de vegetación resulta decisiva para ello (Merino Martín 2010). En efecto, se han identificado geoformas exportadoras de agua colonizadas por individuos de *Santolina sp.* e importadoras, cubiertas por *Lolium sp.*, remanente de la siembra inicial del tratamiento de revegetación.



Figura 3. Ladera con un patrón de manchas de vegetación establecidas en geoformas exportadoras (*Santolina sp.* de flor amarilla) o importadoras (*Lolium sp.*) de agua. La distinta oferta hídrica de las geoformas condiciona el patrón espacial de la vegetación. Las flechas indican el flujo de agua desde las zonas exportadoras de *Santolina sp.* hacia las importadoras de *Lolium sp.* (dentro de los círculos). Nótese la caja superior en la ladera que ejerce como área exportadora de escorrentía hacia el conjunto de la ladera.

En las laderas con volúmenes limitados de escorrentía (que no reciben flujos externos; Figura 4), la distribución espacial de la vegetación no está asociada a geoformas derivadas de procesos de erosión-sedimentación, y es la misma vegetación la que controla el flujo del agua superficial y la distribución de la humedad. Se pasa, pues, de un control geomorfológico sobre el agua a otro biológico. En las primeras etapas de la sucesión ecológica se establece una formación de matorral discontinuo constituida principalmente por individuos de *Genista scorpius* (aliaga). Los individuos de esta especie pueden actuar como isla de actividad biológica potenciada hidrológicamente. Por un lado, mejoran sustancialmente las condiciones ambientales de su entorno (aportando sombra y aumentando el contenido de nutrientes); y, por otro, son capaces de interceptar el agua que circula en forma de escorrentía superficial procedente de otras áreas desprovistas de vegetación debido al incremento en la tasa de infiltración del suelo bajo su dosel. Así, los individuos de esta especie ejercen un efecto facilitador sobre las plantas que crecen bajo su dosel, que presentan mejor estado hídrico que las situadas fuera de la influencia de la planta, en las zonas de los claros, desprovistas de vegetación (Merino Martín 2010). Un nuevo diseño de las revegetaciones, alternativo a las plantaciones lineales, puede surgir a partir del uso de especies capaces de funcionar como islas de fertilidad en un patrón de matas y claros.



Figura 4. Ladera colonizada por *Genista scorpius*, especie que actúa como isla de actividad biológica potenciada hidrológicamente. Las especies del subvuelo de *G. scorpius* se ven hidrológicamente facilitadas, lo que indica que existe un control biótico del ciclo del agua. No existen entradas externas de escorrentía desde la cabecera.



Las especies vegetales identificadas en las parcelas experimentales durante los trabajos expuestos en este capítulo se clasificaron en dos grupos: introducidas mediante técnicas de revegetación y especies que colonizan de forma natural (Moreno de las Heras *et al.* 2008). A su vez, clasifican las que llegan de forma natural en frecuentes (presentes en más del 5% de los taludes) y escasas (presentes en menos de 5% de los taludes). En la página de la izquierda, se muestran seis especies pertenecientes al grupo de las frecuentes que de izquierda a derecha y de arriba abajo son: Llantén blanco (*Plantago albicans*), aguja de pastor (*Erodium ciconium*), murajes (*Anagallis arvensis*), hierba betunera (*Psoralea bituminosa*), rabaniza (*Diploaxis erucoides*) y árnica (*Pallenis spinosa*). Sobre estas líneas, de izquierda a derecha y de arriba abajo, se muestran otras tantas especies pertenecientes al grupo de las escasas: alhelí triste (*Matthiola fruticulosa*), uña de gato (*Sedum sediforme*), chiribita (*Bellis perennis*), alcabota (*Mantisalca salmantica*), aguileña (*Aquilegia vulgaris*) y hierba cana (*Senecio vulgaris*). Autor: Ignacio Mola.



IV. CONCLUSIONES SOBRE LOS EFECTOS DE LA EROSIÓN

Los trabajos mencionados permiten precisar los efectos de la erosión (por regueros y laminar) sobre el suelo y la vegetación en estas laderas artificiales. De este modo, las restricciones impuestas por la erosión al desarrollo vegetal dificultan considerablemente la incorporación de materia orgánica en el suelo (Moreno de las Heras 2009b). En consecuencia, los procesos de desarrollo y organización espacial de la estructura física y funcionalidad biológica del suelo se ven drásticamente limitados. Entre ellos, el desarrollo de la estabilidad de los agregados, el tamaño de las poblaciones microbianas y su actividad, así como la mineralización de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes del suelo (nitrógeno y fósforo). Incluso en condiciones de erosión moderada, los procesos de formación edáfica son considerablemente lentos, probablemente debido a las pequeñas cantidades de materia orgánica acumuladas en el suelo (en general inferiores al 2%).

La relación entre los procesos erosivos y el desarrollo de los ecosistemas de ladera restaurados es

fundamentalmente no lineal (Moreno de las Heras *et al.* 2011). Así, la disponibilidad de agua para la producción vegetal se ve reducida de forma exponencial con las tasas de erosión, generando a su vez caídas paralelas en los atributos básicos de las comunidades vegetales (biomasa y riqueza) y en la actividad de los procesos de formación del suelo. En cuanto al efecto de la vegetación herbácea sobre el control de la erosión, se ha demostrado que sigue también una relación exponencial negativa, según la cual las tasas erosivas y la generación de escorrentía se reducen apreciablemente con cubiertas vegetales entre el 30-50%, lo que, desde el punto de vista aplicado, lleva a plantear como objetivo práctico de las revegetaciones que buscan el control de la erosión alcanzar un cubrimiento del 50% de la superficie del suelo (Moreno de las Heras *et al.* 2009). Diversos trabajos desarrollados en taludes de carretera y ambientes mineros confirman la efectividad de este umbral de cubierta vegetal sobre el control de los procesos erosivos en entornos de clima mediterráneo (Andrés y Jorba 2000; Loch 2000; Bochet *et al.* 2010).

V. BIBLIOGRAFÍA

Andrés, P., y M. Jorba. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*, 8:268-275.

Bradshaw, A. 1988. Alternative Endpoints for Reclamation. In: J. Cairns, Jr (ed.), *Rehabilitating Damaged Ecosystems*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 69-85.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2010. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? *Land Degradation and Development*, 21:110-121.

Espigares, T., Moreno, M., y Nicolau, J.M. 2011. Performance of Vegetation in Reclaimed Slopes Affected by Soil Erosion. *Restoration Ecology* 19:35-44.

Hancock, G.R y G. Willgoose. 2004. An experimental and computer simulation study of erosion on a mine tailings dam wall. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29:457-475.

Kapolka, N.M., y D.J. Dollhopf. 2001. Effect of Slope Gradient and Plant Growth on Soil Loss on

Reconstructed Steep Slopes. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment* 15 (2):86-99.

Loch, R.J. 2000. Using rainfall simulation to guide planning and management of rehabilitated areas. Part 1: experimental methods and results from a study at the Northparkes mine, Australia. *Land Degradation and Development*, 11:221-240.

Merino Martín, L. 2010. Ecología de laderas restauradas de la minería de carbón a cielo abierto: interacciones ecohidrológicas. Memoria de Tesis doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, Madrid.

Merino Martín L, Breshears DD, Moreno de las Heras M, Camilo Villegas J, Pérez-Domingo S, Espigares T, Nicolau JM. 2011. Ecohydrological Source-Sink Interrelationships between Vegetation Patches and Soil Hydrological Properties along a Disturbance Gradient Reveal a Restoration Threshold. *Restoration Ecology* 19: doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00776.x.

Moreno de las Heras. 2009a. Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto. Memoria de Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Madrid.

Moreno de las Heras, M. 2009b. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma*, 149:249-256.

Moreno de las Heras, M., J.M. Nicolau y T. Espigares. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*, 34:168-178.

Moreno de las Heras, M., J. M. Nicolau, L. Merino-Martín, and B. P. Wilcox. 2010. Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient, *Water Resources Research*, 46, W04503.

Moreno de las Heras, M., L. Merino y J.M. Nicolau. 2009. Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77:9-47.

Moreno de las Heras, M., T. Espigares, L. Merino-Martín, y J.M. Nicolau. 2011. Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean-dry reclaimed slopes. *Catena*. Artículo en prensa, doi: [10.1016/j.catena.2010.10.010](https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.10.010)

Nicolau, J.M. 2002. Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean-continental environment: The Tervel coalfield, Spain. *Hydrological Processes*, 16:631-647.

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

4

Importancia del suelo para la restauración de la cubierta vegetal

Pablo García-Palacios





CAPÍTULO 4

Importancia del suelo para la restauración de la cubierta vegetal

Pablo García-Palacios

I. INTRODUCCIÓN

El hecho de incluir un capítulo específico sobre el suelo y sus relaciones con la vegetación tiene como **objetivo principal** poner de manifiesto la importancia de los suelos como componente biótico y abiótico fundamental en los proyectos de restauración, al mismo nivel que la vegetación.

La sucesión de los ecosistemas (véase el Capítulo 5 para una explicación más detallada del concepto de sucesión) se ha centrado tradicionalmente en las comunidades de plantas (Chapin *et al.* 1994). Sin embargo, los suelos y las comunidades de organismos (Figura 1) que viven en ellos pueden desempeñar un papel fundamental en el desarrollo de las funciones ecosistémicas antes incluso de que se establezcan las plantas (Bardgett *et al.* 2007). Dado que la restauración se basa esencialmente en la manipulación de la sucesión (Walker *et al.* 2007), es necesario considerar el papel del suelo y sus interacciones con las plantas, así como la dinámica temporal de estas relaciones, en la restauración de los ecosistemas. Esta separación clásica entre la ecología vegetal y la ecología de suelos ha tenido repercusiones aplicadas directas. Actualmente, en la mayoría de los proyectos de restauración de infraestructuras lineales, el suelo es tratado simplemente como el soporte físico de las plantas. Sin embargo, esta tendencia está cambiando, y ya existen ejemplos concretos de restauraciones de infraestructuras lineales que han tenido éxito gracias a que han reconocido la importancia del suelo desde las fases iniciales del proyecto.

El suelo, además del sustrato mineral, contiene materia orgánica, aire, agua y organismos vivos. Su formación es el resultado de la interacción a lo largo del tiempo de varios elementos: sustratos minerales, clima, organismos presentes, topografía y vegetación. A medida que avanza este proceso de formación, aumenta la proporción de minerales secundarios (como las arcillas), la cantidad de material con contenido orgánico, se desarrollan comunidades de organismos (invertebrados, hongos, bacterias, etc.) y se incrementa la producción de nutrientes, permitiendo el establecimiento de las plantas. La construcción de infraestructuras lineales produce una serie de impactos negativos sobre

el suelo, especialmente cuando se emplean métodos de excavación (p.e., desmonte), y en menor medida, de acumulación (p.e., terraplén). Los principales impactos son el empobrecimiento del sustrato y la destrucción de su estructura. En este capítulo se comentan los factores y procesos más importantes a la hora de condicionar el desarrollo de la cubierta vegetal que se pretende restaurar. Sin embargo, además de las técnicas ecotecnológicas habituales (véase Capítulo 6), hay una serie de prácticas previas a la construcción de la infraestructura que pueden aumentar enormemente la eficacia de la restauración del suelo y, por lo tanto, de la cubierta vegetal.



Figura 1. Fotografías de tres tipos de organismos clave para el funcionamiento del suelo y el establecimiento de las plantas. A) Los organismos que forman la costra biológica (líquenes, musgos y cianobacterias) colonizan las capas superficiales del suelo y son muy importantes para la estabilización del suelo y el control de la erosión en las fases iniciales de la sucesión. B) Nódulos radicales formados por la asociación simbiótica entre bacterias (p.e., *Rhizobium*) y raíces de plantas leguminosas. Esta asociación permite a las plantas obtener nitrógeno de la atmósfera y, por lo tanto, reducir el uso de fertilizantes químicos. C) Las lombrices de tierra promueven la descomposición de la materia orgánica y la mezcla de los horizontes edáficos.

II. FACTORES Y PROCESOS QUE CONDICIONAN EL ÉXITO DE LA RESTAURACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL

La identificación de los factores que condicionan el crecimiento de la cubierta vegetal de los taludes de carretera y otras obras similares es fundamental para la restauración a largo plazo de estos ecosistemas degradados (Steinfeld *et al.* 2007). Salvo que se mencione expresamente, en este apartado se describen de forma general los principales factores y procesos que condicionan la restauración de la vegetación, independientemente del tipo de talud. Sin embargo, las diferencias entre desmontes y terraplenes son fundamentales a la hora de determinar la importancia de cada factor.

1. Aportes y pérdidas de agua

a. Precipitación

En ausencia de riego, práctica poco habitual en los márgenes de infraestructuras lineales, la precipitación es el principal aporte de agua. La escasez de precipitaciones es un problema en algunas zonas del sur y sureste peninsular. En general, cuando la precipitación total no supera los 400 mm anuales, podemos hablar de clima semiárido. En estas zonas, las lluvias son el principal factor limitante para el desarrollo de la vegetación.

b. Balance infiltración-escorrentía

El proceso principal que regula el equilibrio entre la cantidad de agua aportada por las precipitaciones y la que realmente es absorbida por el suelo es el balance entre infiltración y escorrentía. Cuando las tasas de infiltración son inferiores a las precipitaciones, se produce escorrentía superficial y la consiguiente pérdida de agua de lluvia. Además, la escorrentía arrastra materiales, aumentando la erosión del suelo y la pérdida de semillas a lo largo de la pendiente. El tamaño y la abundancia de los agregados superficiales del suelo determinan las tasas de infiltración. La compactación del suelo por maquinaria pesada durante la estabilización de la pendiente disminuye enormemente la infiltración.

c. Capacidad de almacenamiento de agua útil del suelo

Las propiedades hidrológicas del suelo determinan el número de días que el agua está disponible para las plantas. La cantidad de agua almacenada en el suelo se denomina capacidad de campo y depende principalmente de la textura del suelo, de su estructura y de su contenido en materia orgánica. Los terraplenes y los desmontes se suelen comportar de forma completamente diferente en este sentido. Bochet y García-Fayos (2004) observaron cómo en desmontes de Valencia, el agua sólo estaba disponible para las plantas durante 15 días desde la última precipitación. Este tiempo aumentaba hasta 7 meses en terraplenes cercanos. Las distintas propiedades hidrológicas del suelo de ambos taludes explican estas diferencias tan acusadas. Por lo tanto, en zonas semiáridas, el factor limitante para la vegetación no es tanto la lluvia, sino el tiempo que el agua está disponible para las plantas en el suelo.

2. Reciclado de nutrientes y fertilidad

En general, se asume que una limitación importante de los nuevos sustratos generados en la construcción de infraestructuras lineales es su baja fertilidad. La fertilización a gran escala es una técnica de revegetación muy extendida que se suele llevar a cabo sin una evaluación previa de la fertilidad del suelo a restaurar. Sin una evaluación previa, la aplicación de la fertilización por defecto, por poner un ejemplo, es lo mismo que si un doctor le receta medicinas a un paciente sin haberle diagnosticado previamente. Por lo tanto, un elemento clave para la restauración de la vegetación es la **evaluación previa** de los factores edáficos que pueden condicionar su desarrollo. En España hay muchos laboratorios, tanto privados como vinculados a organismos públicos de investigación, que se dedican a analizar muestras de suelo. En la Tabla 1 se recogen algunos de los laboratorios de análisis de suelo que hay en España.

Tabla 1. Ejemplos de laboratorios de análisis de suelos en España.

NOMBRE	CARÁCTER	DIRECCIÓN	PÁGINA WEB / EMAIL
Agrolab analítica	Privado	Polígono Industrial Mutilva Baja. Calle S nº 8, 31192-Mutilva Baja, Navarra	www.agrolab.es
Centro de Apoio Científico Tecnolóxico á Investigación	Público	Universidade de Vigo. Campus Lagoas-Marcosende, 15. 36310-Vigo	http://webs.uvigo.es/cactiweb/
Laboratorios Escuredo	Privado	C/ Dr. Domènech, 1 planta. 43203-Reus, Tarragona	lab@escuredo.net
Laboratorio Agroalimentario de Atarfe	Público	Avda. de la Diputación, s/n 18230-Atarfe, Granada	
Servizos de Apoio a Investigación	Público	Universidad de A Coruña. Servizos de Apoio á Investigación. Edificio Servicios Centrales de Investigación. Campus de Elviña, s/n. 15071, A Coruña	http://www.sai.udc.es/castellano/php/intro.php
NutriLab-URJC	Público	Edificio Departamental I, laboratorio 225. C/ Tulipán s/n. 28933-Móstoles	http://www.nutrilab-urjc.es/plt_Home.aspx

El reciclado de nutrientes es el proceso por el cual el suelo almacena y libera nutrientes esenciales para el crecimiento y la supervivencia de las plantas. El objetivo de este apartado no es explicar cuáles son los nutrientes limitantes para el crecimiento de las plantas (información disponible en cualquier libro especializado), sino poner de manifiesto la importancia de este proceso natural para el desarrollo de la vegetación. Cuando se trata de restaurar taludes de infraestructuras lineales, el objetivo principal es crear sistemas que sean autosuficientes a largo plazo. Por lo tanto, favorecer el reciclado de nutrientes, más allá de las aportaciones puntuales que pueda ocasionar la fertilización, es una herramienta muy eficaz para favorecer procesos sucesionales durante el proyecto de restauración.

a. Carbono y nitrógeno

El nitrógeno suele ser el nutriente más limitante para el crecimiento de las plantas y, por lo tanto, para la recuperación de la cubierta vegetal en los

taludes de infraestructuras lineales (Petersen *et al.* 2004). En general, se habla de un mínimo de 700 kg N total/ha para el automantenimiento de un ecosistema fuertemente degradado (Bradshaw *et al.* 1982). El carbono regula la cantidad de nitrógeno disponible en los suelos porque es la fuente de energía principal para los microorganismos del suelo encargados de descomponer la materia orgánica. La proporción de carbono y nitrógeno presente en el suelo (C:N) es un buen indicador de déficit o superávit de nitrógeno para las plantas. Si los organismos descomponedores no encuentran suficiente nitrógeno en la materia orgánica, lo tomarán directamente del suelo, compitiendo seriamente por este nutriente con las plantas. Por ejemplo, un C:N de 30:1 o mayor indica que los descomponedores han consumido el nitrógeno disponible en el suelo, dejando muy poco para las plantas. Por lo tanto, no existe una solución única y general en relación con la fertilidad del suelo y las consecuencias para la vegetación, ya que el balance puede ser positivo o negativo según el objetivo que se quiera conseguir:

- Si el objetivo es aumentar rápidamente la cobertura vegetal con la intención de evitar la erosión de los primeros meses posteriores a la construcción del talud, un alto contenido en nitrógeno favorecerá la presencia de especies vegetales nitrófilas de rápido crecimiento. Por lo tanto, la fertilización puede ser una buena solución a corto plazo para aumentar la cobertura vegetal de taludes extremadamente pobres, como los taludes semiáridos de la provincia de Valencia (0.074 mg N total/g suelo), donde los tratamientos de restauración han de mejorar drásticamente las propiedades del suelo como paso previo a la colonización de semillas desde zonas naturales (Bochet *et al.* 2007).
- Si el objetivo es promover la diversidad de la comunidad de plantas y favorecer la entrada de especies de lento crecimiento características de etapas sucesionales más avanzadas, un alto contenido en nitrógeno puede ser contraproducente. Las especies de rápido crecimiento anteriores dominarán la comunidad e impedirán el establecimiento de especies nativas perennes. En este caso, la aplicación de productos vegetales de alto contenido en C:N (mulch, paja, etc.) a la superficie del suelo o mezclado en él, es una buena estrategia para disminuir la cantidad de nitrógeno disponible para las especies anuales dominantes (véase Capítulo 7) y favorecer la presencia de especies de interés para la restauración a largo plazo (leñosas, perennes, etc.)

b. Actividad biológica e interacciones planta-organismos del suelo

La tasa de cambio hacia la vegetación natural a lo largo de la sucesión secundaria en ecosistemas antropizados depende en gran medida de las interacciones entre las plantas y la biota del suelo (Wardle *et al.* 2004, Holtkamp *et al.* 2008). Las comunidades de plantas están íntimamente asociadas a los organismos del suelo y a los procesos ecológicos que se desarrollan en él. Las plantas proporcionan carbono y otros nutrientes a las comunidades de descomponedores del suelo, y sus raíces también constituyen el hábitat adecuado para multitud de organismos como herbívoros, patógenos y simbiontes (Wardle 2002, Bardgett 2005). Por otro lado, la biota del suelo determina la estructura y la productividad de las comunidades vegetales a través de la descomposición de la materia orgánica, que condiciona la disponibilidad

de nutrientes para las plantas. Sin embargo, la biota del suelo también controla la estructura y la composición de las comunidades vegetales a través de las relaciones entre las plantas y los organismos que están íntimamente asociados a sus raíces (Wardle 2002). La contribución de los microorganismos del suelo a distintos procesos ecosistémicos de interés para las plantas es altísima, pudiendo llegar a controlar hasta el 50% de la productividad vegetal, el 80% de la absorción de nitrógeno y fósforo y el 50% de la diversidad vegetal en ecosistemas terrestres (Van der Heijden *et al.* 2008). Estas relaciones pueden ser mutualistas, como las formadas con las bacterias fijadoras de nitrógeno o con los hongos micorrícicos (Figura 2A y 2B), o antagonistas, como las establecidas con los herbívoros y los patógenos de las raíces (Figura 2C y 2D). Las plantas vasculares con simbiontes fijadores de nitrógeno (p.e., *leguminosas*) tienen una importancia capital durante las etapas iniciales de la sucesión, porque aumentan los niveles de este nutriente en el suelo hasta alcanzar los requeridos por especies características de etapas tardías de la sucesión (Walker y del Moral 2003). Las asociaciones con hongos micorrícicos están ampliamente extendidas en el reino vegetal. Se estima que aproximadamente el 80% de todas las plantas terrestres forman asociaciones simbióticas con este tipo de hongos (Smith y Read 1997). Los hongos micorrícicos aportan resistencia a las enfermedades y a la sequía, y proporcionan una variedad de nutrientes a las plantas, incluyendo nitrógeno, fósforo, cobre, hierro y zinc (Van der Heijden *et al.* 2008). Las relaciones antagonistas o perjudiciales para las plantas las suelen provocar los patógenos y los herbívoros de las raíces. Este tipo de relaciones han sido ampliamente estudiadas en un contexto agronómico, aunque su papel como modulador de la dinámica de las comunidades vegetales y la sucesión es mucho más desconocido (Wardle 2002). No obstante, hay evidencias que sugieren un papel clave de estos organismos en la sustitución de las especies vegetales pioneras por especies tardías de la sucesión (Van der Putten *et al.* 1993). Por lo tanto, este tipo de interacciones entre las plantas y la biota del suelo tiene implicaciones muy importantes para la restauración de los ecosistemas afectados por infraestructuras lineales, en donde uno de los objetivos principales a largo plazo es el establecimiento de comunidades vegetales características de etapas sucesionales avanzadas.

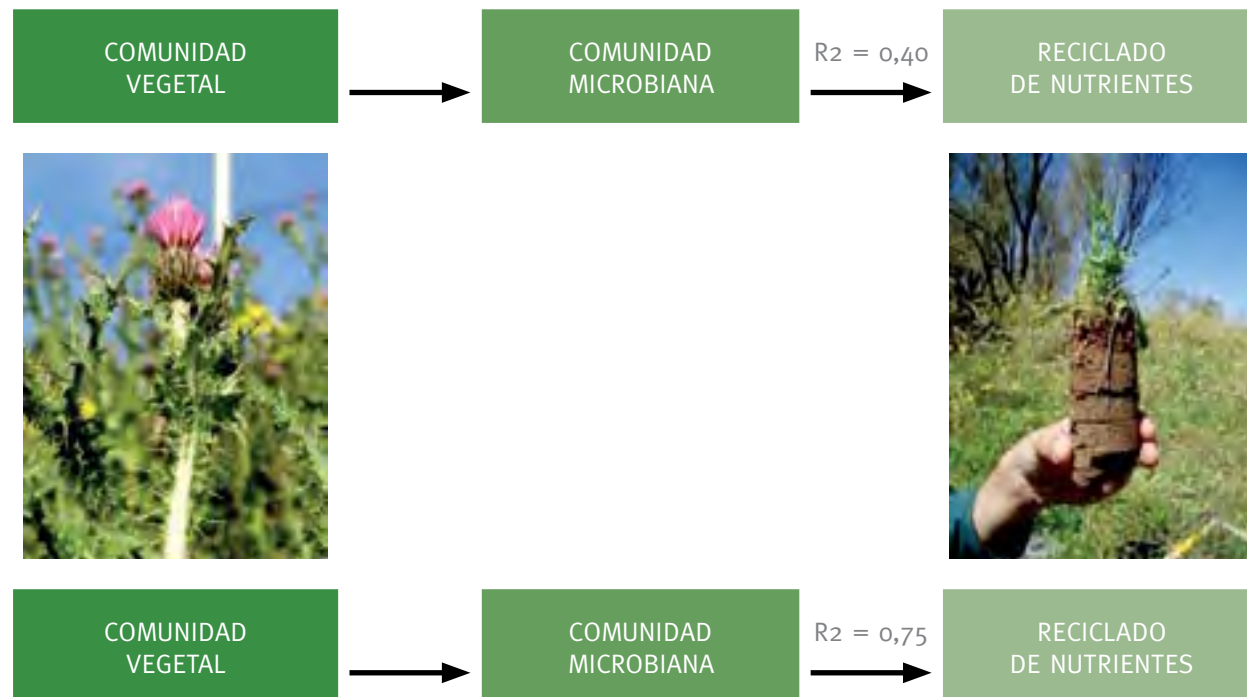


Figura 2. A) Nódulos bacterianos de fijación de nitrógeno asociados a la raíz de una leguminosa. B) Red micorrícica formada por las hifas de un hongo. C) Nematodo del género *Heterodera*, herbívoro de las raíces de muchas especies de interés agronómico. D) Hongo del género *Pythium*, patógeno de las raíces, muy común en muchas especies de plantas vasculares (Fuente: <http://www.usda.gov>).

Existen pocos trabajos sobre las implicaciones para la restauración de las interacciones planta-biota del suelo, y la mayoría de ellos se han desarrollado en campos agrícolas abandonados de Europa central. Kardol *et al.* (2006) establecieron que el signo de estas interacciones cambiaba de negativo a positivo a lo largo de la sucesión, y atribuían la temporalidad de las especies vegetales pioneras y la persistencia de las especies características de etapas sucesionales avanzadas a este tipo de mecanismos. En herbazales de taludes de carretera del sureste semiárido de Madrid, García Palacios *et al.* (2011) observaron cómo cinco años después de la construcción de un terraplén, las interacciones planta-microorganismos del suelo eran capaces de promover un eficiente reciclado de los nutrientes

(Figura 3). En este caso (terrapienes de clima semiárido con pendientes inferiores a 30°), no era necesario haberse gastado mucho presupuesto en tratamientos de restauración como la fertilización o la hidrosiembra. Los cambios sucesionales a corto plazo (cinco años) en la composición de las comunidades vegetales y microbianas del suelo fueron capaces de mejorar el reciclado de nutrientes, un proceso clave para la restauración a largo plazo de estos herbazales. Por ello, una de las técnicas más prometedoras para la restauración de taludes de infraestructuras lineales, y que tiene en cuenta la importancia de las interacciones planta-organismos del suelo, es el uso de inóculos de suelo como catalizador de la sucesión vegetal (Estaún *et al.* 2007, Steinfeld *et al.* 2007).

Talud de dos años



Talud de cinco años

Figura 3. Interacciones comunidad vegetal-comunidad microbiana del suelo en dos terraplenes de distinta edad de la provincia de Madrid (Autopistas R4 y AP-36). En el esquema, se observa cómo las interacciones planta-microorganismos del suelo eran responsables del 40% del reciclado de nutrientes en los terraplenes más jóvenes. Este valor aumentó hasta el 75% en los taludes de cinco años (Fuente: García-Palacios *et al.*, 2011).

c. pH y salinidad

El pH del suelo modula la disponibilidad de los nutrientes minerales, la toxicidad mineral y la fijación de nitrógeno. Si los suelos son ácidos ($\text{pH} < 6$), la habilidad de las plantas para utilizar algunos nutrientes como el calcio o el magnesio disminuye. Si la acidez es aún mayor ($\text{pH} < 4,5$), el aluminio se vuelve soluble y tóxico para las plantas. Si los suelos son básicos o alcalinos ($\text{pH} > 8$), la elevada presencia de carbonatos puede interferir en la obtención de nutrientes como el fósforo, hierro o zinc. En suelos muy salinos ($\text{pH} > 8,5$) típicos de zonas áridas y semiáridas, la concentración de sodio puede impedir la absorción de agua por las plantas. La tierra vegetal tiene contenidos en sales menores que las capas inferiores; por lo tanto, si durante la construcción del talud es retirada, la salinidad del suelo puede aumentar drásticamente. Como en casos anteriores, una correcta evaluación previa debe ser realizada antes de decidir qué técnica de restauración se debe emplear.

d. Tierra vegetal

La capa superficial del suelo (sus primeros centímetros) o tierra vegetal (en inglés *topsoil*) es el horizonte edáfico que se encuentra justo debajo de la hojarasca y que se caracteriza por contener grandes cantidades de materia orgánica, raíces y semillas (Balaguer 2002, Tormo *et al.* 2007). La tierra vegetal tiene una alta concentración de nutrientes disponibles para las plantas. Así mismo, alberga la mayor parte de la actividad biológica del suelo, amortigua las condiciones microclimáticas y disminuye la pérdida de agua por evaporación (Tormo *et al.* 2009). Los sitios que carecen de tierra vegetal no pueden albergar comunidades productivas de plantas ni coberturas vegetales altas, lo cual se traduce en erosión. Una práctica habitual en la construcción de infraestructuras lineales es la retirada y almacenamiento de los horizontes superficiales del suelo (30-50 cm) para reincorporarlos posteriormente a la superficie de los taludes recién generados. La aplicación de tierra vegetal, si esta se ha conservado debidamente (véase apartado III.2, Almacenamiento del suelo), puede suavizar la

mayor parte de las condiciones edáficas para el desarrollo de la vegetación. Un buen ejemplo de los efectos de la tierra vegetal para la restauración de la vegetación de taludes de carretera es el estudio de Tormo *et al.* (2007) realizado en taludes de Valencia bajo clima semiárido. En este estudio, las parcelas con tierra vegetal alcanzaron en un año los mismos valores de cobertura vegetal que las parcelas sin dicho tratamiento alcanzaron en cuatro. Sin embargo, existen diferencias en cuanto al éxito de la tierra vegetal entre desmontes y terraplenes. Mientras que en terraplenes suele ser un tratamiento muy eficaz para aumentar la cobertura vegetal durante los primeros años de la restauración, en desmontes con elevada pendiente ($>30^\circ$), la aplicación de tierra vegetal suele fracasar (Valladares *et al.*, 2004), al menos en la mayor parte del talud (Figura 4).

3. Condiciones físicas

Un aspecto clave para el éxito de la colonización vegetal en suelos degradados, como los que forman

los taludes de infraestructuras lineales, es la textura del material (Tormo *et al.* 2009). Si la textura de los materiales es demasiado gruesa, los nutrientes y el agua no podrán quedar retenidos en los poros del suelo.

Si a esto le unimos una elevada pedregosidad del terreno, la disponibilidad de nutrientes y agua para las plantas será muy reducida, incluso con altas precipitaciones y una eficiente mineralización de la materia orgánica. Si la textura de los materiales es demasiado fina (dominio de arcillas), se pueden producir condiciones de encharcamiento y falta de oxígeno (anaerobiosis) que pueden afectar al establecimiento de las plantas. Por lo tanto, las condiciones idóneas se consiguen con una textura equilibrada. La falta de materia orgánica es otro factor que condiciona enormemente la estructuración de los suelos de los taludes y que también contribuye a disminuir la retención de agua y nutrientes, y se da más frecuentemente en texturas gruesas que finas.



Figura 4. Banda de vegetación favorecida por la presencia de tierra vegetal en la cabecera de un desmonte de la autopista de la Costa del Sol (Málaga) (Foto: Archivo documental del Grupo de Ecología y Fisiología vegetal de Plantas Mediterráneas del IRN-CCMA, CSIC).

III. MEDIDAS PREVENTIVAS

En el apartado anterior se han descrito los principales factores del suelo que condicionan el desarrollo de la cubierta vegetal a restaurar y cómo la tierra vegetal puede paliar algunos de los déficits de los sustratos generados por infraestructuras lineales. A continuación se detallan algunas medidas preventivas que pueden tomarse en la fase de construcción del talud para reducir los efectos negativos de los anteriores factores edáficos en la restauración de la cubierta vegetal.

1. Movimiento del suelo

El principal cambio que sufre el suelo durante su extracción y transporte en las obras de construcción de la infraestructura lineal es el aumento de la compactación, con la consiguiente disminución de la porosidad. La baja porosidad del suelo afecta negativamente a la capacidad de las raíces de las plantas para penetrar en profundidad, disminuye el movimiento de agua y nutrientes, y aumenta la probabilidad de que se den condiciones anaeróbicas (Harris *et al.* 1996). La compactación del suelo es un fenómeno difícil de corregir y de un elevado costo. Por lo tanto, los movimientos de tierra realizados durante la fase de construcción de la infraestructura lineal deben diseñarse con la intención de mitigar la gravedad de este impacto. Las actuaciones que pueden llevarse a cabo para prevenir la compactación del suelo tienen que ver con la maquinaria que se utilice en la construcción del talud (peso, tipo de neumáticos, velocidad de trabajo, número de pasadas, etc.) y con la naturaleza del sustrato (contenido en humedad, materia orgánica, etc.)

2. Almacenamiento del suelo

Los impactos más negativos para el suelo como sustrato para el crecimiento de la vegetación, a nivel biológico, químico y físico, ocurren durante su almacenamiento como paso previo a su colocación en el emplazamiento definitivo (Harris *et al.* 1996). La duración del almacenamiento es fundamental para el éxito posterior del extendido de la tierra vegetal. Así, Rokich *et al.* (2000) registraron una disminución del 50% en la germinación de semillas en las parcelas tratadas con tierra vegetal almacenada durante un año respecto a las que fueron tratadas con tierra vegetal fresca. La altura de los acúmulos de tierra también es importante. Las capas superiores mantienen condiciones aeróbicas durante el almacenamiento.

Las capas más profundas desarrollan condiciones anaeróbicas (Harris *et al.* 1996). La capa intermedia oscila entre ambas, dependiendo de las condiciones de humedad. El tamaño y la velocidad de los efectos negativos dependen de las características texturales del suelo. Los suelos arcillosos se vuelven anaerobios en un 90% cuando la altura del acúmulo de tierra supera los 2 metros. Sin embargo, los suelos arenosos aguantan alturas similares con un porcentaje de condiciones anaeróbicas mucho más bajo. Por lo tanto, la altura de los acúmulos de tierra debe ser lo más baja posible, siempre teniendo en cuenta el espacio del que se disponga. El porcentaje de anaerobiosis presente en la tierra vegetal almacenada debe ser tenido en cuenta a la hora de planificar los futuros tratamientos de restauración. Los efectos que se producen durante la fase de acumulacion del suelo, fundamentalmente en las capas más profundas, son los siguientes.

a. Efectos físicos

Fundamentalmente, acentúan los efectos producidos durante la fase de transporte. Se rompen las estructuras biológicas que mantienen las partículas del suelo unidas. La disminución en la estabilidad de los agregados dificulta la capacidad del suelo para proporcionar una aireación y drenaje adecuados para el crecimiento vegetal. Cualquier perforación producida por invertebrados del suelo o por tratamientos de restauración será rápidamente bloqueada por pequeñas partículas que ya no están unidas formando agregados estables.

b. Efectos químicos

Dado que la compactación imposibilita el aporte de oxígeno al suelo, es normal que se desarrollen condiciones anaeróbicas durante los primeros meses del almacenamiento. En esta situación, se producen gran cantidad de sulfitos que dan el característico color gris al suelo poco aireado. La falta de oxígeno también impide la transformación de nitrógeno orgánico a nitrato producida durante la mineralización de la materia orgánica. El ciclo del nitrógeno se detiene en el amonio, que se acumula a costa de una disminución en el nitrato. Además, el nitrato acumulado anteriormente se transforma en nitrógeno gaseoso que termina en la atmósfera. Cuando el suelo se extiende para construir el talud, el nitrógeno acumulado se puede perder rápidamente con las primeras lluvias.

c. Efectos biológicos

La abundancia de microorganismos en el suelo almacenado disminuye en profundidad, impidiendo la realización de las funciones claves para el

reciclado de nutrientes anteriormente detalladas. Los invertebrados, como las lombrices de tierra, son extremadamente susceptibles, ya que son físicamente destruidos durante el transporte y almacenamiento del suelo.

IV. PREGUNTAS CLAVE

¿Cuáles son las condiciones iniciales del suelo?

Para contestar a esta pregunta, se deben analizar distintas variables edáficas (pH, carbono, nitrógeno, fósforo, textura, salinidad, estabilidad de agregados, banco de semillas) en laboratorios externos o mediante convenios con centros de investigación.

¿Qué hago con la tierra vegetal?

Evitar retirarla siempre que se pueda. En caso contrario, el almacenamiento hasta su posterior extendido debe durar el menor tiempo posible.

¿Cómo almaceno la tierra vegetal?

En acúmulos de tierra de poca altura y compactación.

¿Qué tratamientos son necesarios para recuperar la cubierta vegetal?

En primer lugar, se ha de evaluar la necesidad de llevar a cabo una restauración activa. Este tipo de restauración se justificará únicamente en los casos en los que la colonización natural de semillas desde áreas cercanas y la posterior sucesión del ecosistema se vean fuertemente limitadas por las condiciones edáficas del sitio a restaurar.

V. ERRORES HABITUALES

- Destrucción o descarte de la tierra vegetal o *topsoil* durante la fase de construcción.
- Mezcla de la tierra vegetal o *topsoil* con el resto del suelo del talud o con materiales de construcción externos.
- Acúmulos de suelo de gran altura independientemente de sus características texturales y almacenados durante periodos prolongados de tiempo.
- Fertilización a gran escala desde el primer año de la restauración sin realizar análisis previos del suelo.

VI. EJEMPLOS DE ÉXITO Y DE FRACASO

Ejemplo de éxito. Uso de inóculos de micorrizas para la restauración de especies leñosas en taludes de carretera y canteras (Caravaca *et al.* 2003).

Dónde y cuándo: Murcia. (38° 23' N, 1° 10' O). 2000-2001.

Ecosistema a restaurar: espartal semiárido degradado por pastoreo y talas. Precipitación total 315 mm, temperatura media 20 °C. Sustrato calizo. Cobertura inicial del 20% dominada por *Rosmarinus officinalis* y *Stipa tenacissima*. Cuatro especies de arbusto como objetivo de la restauración.

Tratamiento: inóculo de micorrizas en tres niveles: inóculo nativo de suelo de un área natural cercana [(compuesto por esporas de: *Glomus geosporum* (Nicol. & Gerd.) Walker (EEZ 31), *Glomus albidum* Walker & Rhodes (EEZ 39), *Glomus microaggregatum* Koske, Gemma & Olexia (EEZ 40), *Glomus constrictum* Trappe (EEZ 42), *Glomus mosseae* (Nicol. & Gerd.) Gerd. & Trappe (EEZ 43), *Glomus coronatum* Giovannetti (EEZ 44), *Glomus intraradices* Schenck & Smith (EEZ 45) y *Glomus* sp. (EEZ 46)], inóculo exótico [(compuesto por esporas de *Glomus claroideum* Schenck & Smith (EEZ 24)] y control.

Resultados: Como se puede observar en la Figura 5, un año después de la plantación, la biomasa (peso seco) de *Olea europaea* y de *Pistacia lentiscus* fue un 630% y 300%, respectivamente, mayor en los tratamientos inoculados que en los no inoculados. La biomasa de *Retama sphaerocarpa* fue significativamente mayor en los plantones inoculados con micorrizas exóticas. La biomasa de *Rhamnus lycioides* fue significativamente mayor en los plantones inoculados con micorrizas nativas.

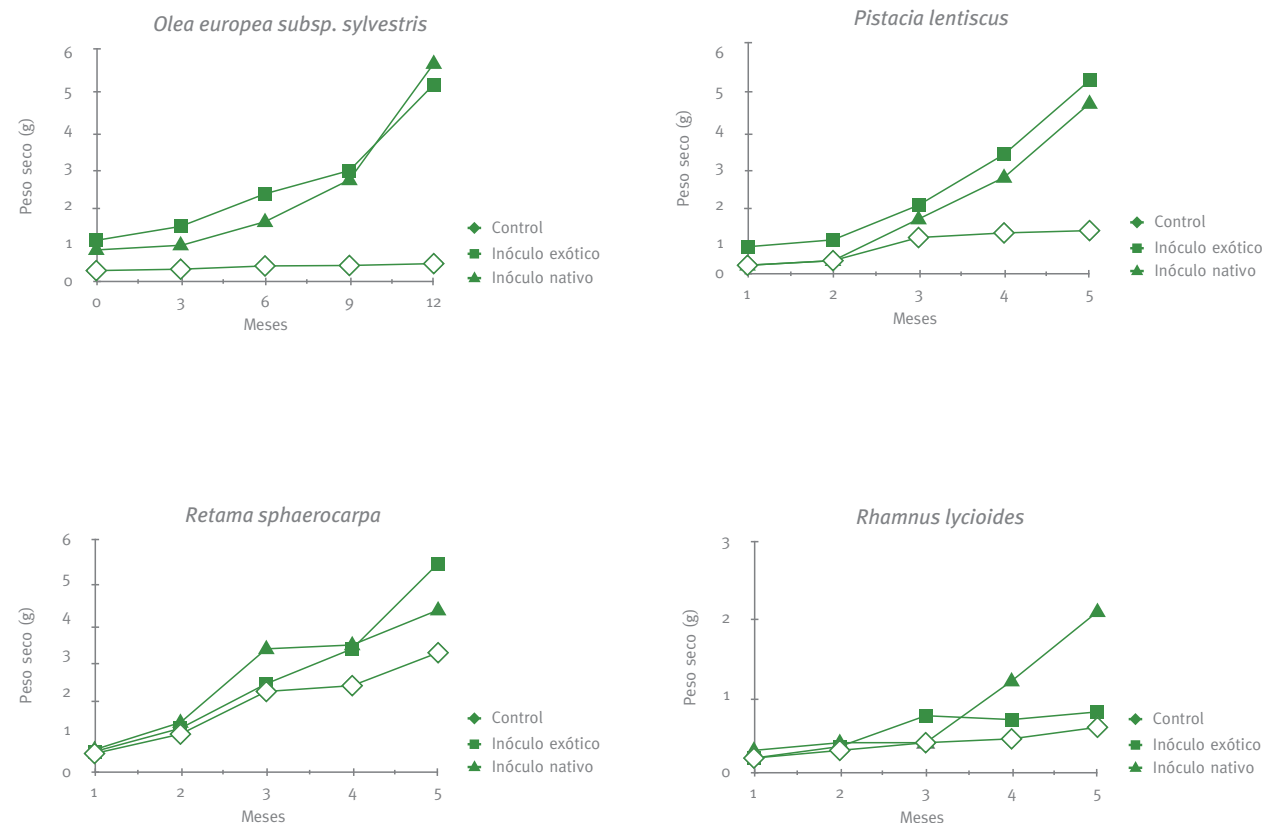


Figura 5. Peso seco de *O. europaea*, *P. lentiscus*, *R. sphaerocarpa* y *R. lycioides* bajo los tres tratamientos de inóculos de micorrizas evaluados. Los datos son medias $\pm$ error estándar. Modificado a partir de Caravaca *et al.* (2003).

Ejemplo de fracaso. Restauración de un herbazal de carretera mediante inoculación de micorrizas (White *et al.* 2008).

Dónde y cuándo: Minnesota, EE. UU. (44° 46'N, 93° 24'O). 1997-1999.

Ecosistema a restaurar: Herbazal en un talud de carretera. Precipitación total 700 mm, temperatura

Conclusiones: El uso de inóculos de suelo con micorrizas es una buena estrategia para aumentar la biomasa de especies leñosas de interés para la restauración.

En algunas ocasiones, las esporas de micorrizas recogidas en zonas cercanas al área a restaurar son más efectivas que los inóculos comerciales para garantizar el establecimiento de arbustos nativos.

media 5,9 °C. Sustrato arenoso. Cobertura inicial del 30% dominada por especies anuales pioneras.

Tratamiento: inóculo de micorrizas en tres niveles: inóculo local (uso de suelo de un área natural cercana, dosis de 23.000 esporas/m²), inóculo comercial (dosis de 4.800 espora/m²) y control.

Resultados: Como se puede observar en la Figura 6, ni la biomasa total (A) ni el porcentaje de biomasa total compuesto por especies objetivo para la restauración (B) fueron positivamente afectados por los dos tipos de inóculos, tanto en 1998 (Biomasa total: $F_{3,12} = 0,442$, $P = 0,636$; Especies objetivo: $F_{3,12} = 0,585$, $P = 0,728$) como en 1999 (Biomasa total: $F_{3,12} = 0,442$, $P = 0,728$; Especies objetivo: $F_{3,12} = 0,493$, $P = 0,694$).

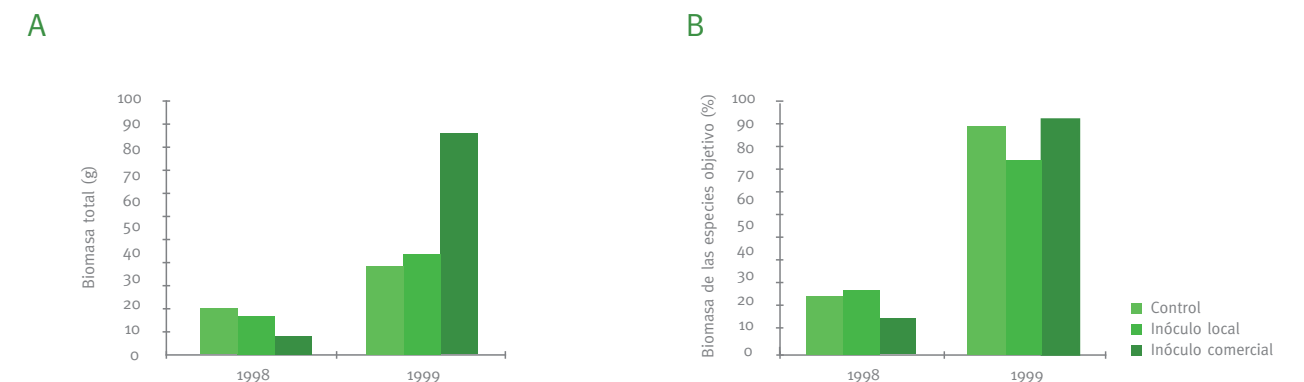


Figura 6. Biomasa total (A) y proporción de la biomasa total compuesta por especies objetivo para la restauración (B). Las especies objetivo de la restauración son tanto las introducidas en la siembra como aquellas que colonizaron el talud desde áreas naturales cercanas. Los datos son medias $\pm$ error estándar. Modificado a partir de White *et al.* (2008).

VII. BIBLIOGRAFÍA

Balaguer, L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. Ecosistemas XI, 1 (disponible en <http://www.revistaecosistemas.net>).

Bardgett, R. 2005. The biology of soils: a community and ecosystem approach. Oxford University Press.

Bardgett, R.D., A. Richter, R. Bol, M.H. Garnett, R. Bäuml, X. Xu, E. Lopez-Capel, D. Manning, P.J. Hobbs, I.R. Hartley y W. Wanek. 2007. Heterotrophic microbial communities use ancient carbon following glacial retreat. Biology Letters 3:487-490.

Bochet, E., y P. García-Fayos. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. Restoration Ecology 12:166-174.

Conclusiones: la elevada fertilidad, fundamentalmente de fósforo disponible, y la presencia de micorrizas en el suelo inicial diluyeron los efectos del inóculo en las comunidades vegetales. Este estudio pone de manifiesto la importancia de realizar análisis del suelo como paso previo a la restauración. Los inóculos de suelo solo son necesarios cuando las condiciones del mismo son especialmente limitantes para la vegetación.

Bochet, E., P. García-Fayos y J. Tormo. 2007. Road Slope Revegetation in Semiarid Mediterranean Environments. Part I: Seed Dispersal and Spontaneous Colonization. Restoration Ecology 15:88-96.

Bradshaw A.D., R.H. Marrs, R.D. Roberts y R.A. Skeffington. 1982. The creation of nitrogen cycles in derelict land. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological 296:557-561.

Caravaca, F., J.M. Barea, J. Palenzuela, D. Figueroa, M.M. Alguacil y A. Roldán. 2003. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. Applied Soil Ecology 22:103-111.

Chapin, F.S., L.R. Walker, C.L. Fastie y L.C. Sharman. 1994. Mechanisms of primary succession following

deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs* 64:149–175.

Estaún, V., S. Vicente, C. Calvet, A. Camprubí y M. Busquets. 2007. Integration of arbuscular mycorrhiza inoculation in hydroseeding technology: effects on plant growth and inter-species competition. *Land Degradation and Development* 18:621–630.

García-Palacios, P., M.A. Bowker, S.J. Chapman, F.T. Maestre, S. Soliveres, A. Gallardo, F. Valladares, C. Guerrero y A. Escudero. 2011. Early-successional vegetation changes after roadside prairie restoration modify processes related with soil functioning by changing microbial functional diversity. *Soil Biology & Biochemistry* 43:1245–1253.

Harris, J.A., P. Birch, y J.P. Palmer. 1996. *Land Restoration and Reclamation: Principles and Practice*. Longman, Singapore.

Holtkamp, R., P. Kardol, A. Van der Wal, S.C. Dekker, W.H. van der Putten y P.C. de Ruiter. 2008. Soil food web structure during ecosystem development after land abandonment. *Applied Soil Ecology* 39:23–34.

Kardol, P., T.M. Bezemer y W.H. van der Putten. 2006. Temporal variation in plant–soil feedback controls succession. *Ecology Letters* 9:1080–1088.

Petersen, S., B. Roundy y R. Bryant. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12:248–257.

Rokich D.P., K.W. Dixon, K. Sivasithamparam y K.A. Meney. 2000. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in western Australia. *Restoration Ecology* 8:196–208.

Smith, S.E. y D.J. Read. 1997. *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, London.

Steinfeld, D.E., S.A. Riley, K.M. Wilkinson, T.D. Landis y L.E. Riley. 2007. Roadside Revegetation: An integrated approach to establishing native plants. Federal Highway Administration, Vancouver.

Tormo, J., E. Bochet y P. García-Fayos. 2007. Road-fill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15:97–102.

Tormo, J., E. Bochet y P. García-Fayos. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 2:79–91.

Valladares, F., D. Tena, S. Matesanz, E. Bochet, D. Bote, M. Costa, P. García-Fayos, J. Tormo y V. Alfaya. 2004. Los herbazales de taludes de carreteras: ¿qué sabemos de este ecosistema emergente y qué deberíamos saber para su gestión? VII Congreso Nacional del Medio Ambiente, Madrid.

Van der Heijden, M.G.A., R.D. Bardgett y N.M. van Straalen. 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11:296–310.

Van der Putten, W.H., C. Van Dijk y A.M. Peters. 1993. Host-specific soil-borne diseases contribute to succession in fore-dune vegetation. *Nature* 362:53–56.

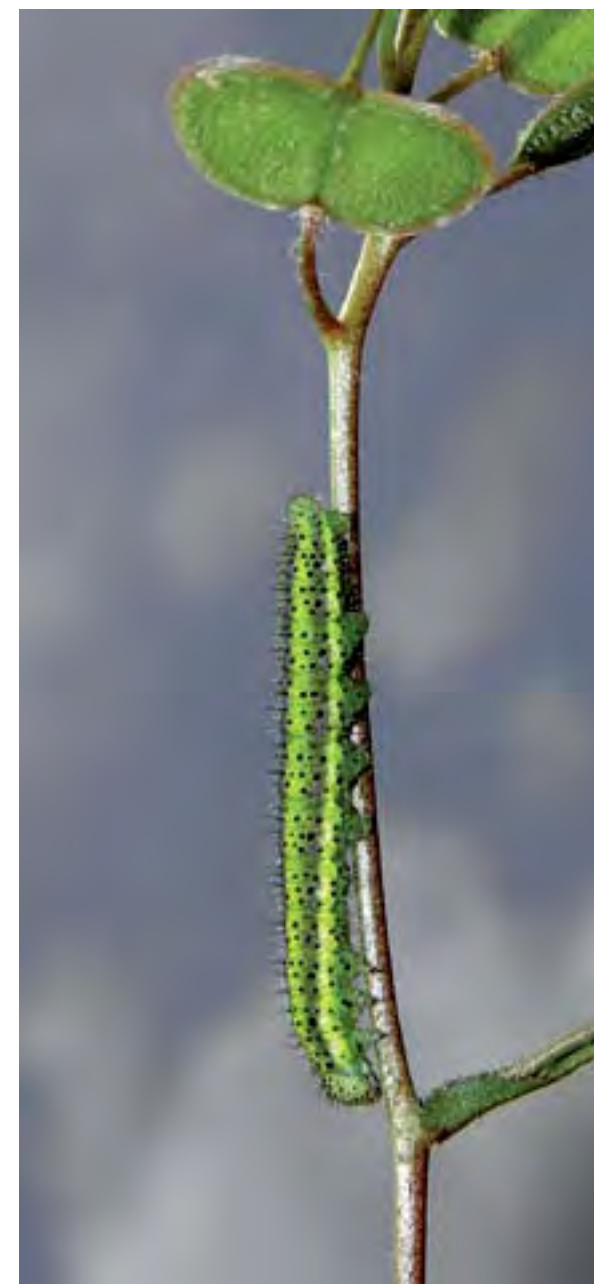
Walker, L.R. y R. del Moral. 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Walker, L.R., J. Walker y R.J. Hobbs. 2007. *Linking restoration and ecological succession*. Springer Science, New York.

Wardle, D. 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Monographs in population biology 34. Princeton University Press, Madison.

Wardle, D.A., L.R. Walker, L.R. y R.D. Bardgett. 2004. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science* 305:509–513.

White, J.A., J. Tallaksen y I. Charvat. 2008. The effects of arbuscular mycorrhizal fungal inoculation at a roadside prairie. *Mycologia* 100:6–11.



INSECTOS HERBÍVOROS

Numerosos insectos se alimentan de plantas, sobre todo de sus partes vegetativas (hojas y tallos). En la lámina se muestra, en la imagen de la izquierda, una oruga de mariposa (Fam. *Pieridae*). Las tres imágenes de la derecha corresponden a distintas especies de saltamontes (*Orthoptera*). Autor: Ignacio Mola.

5

Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal

Esther Bochet, Pablo García-Palacios, Begoña Peco, Jaume Tormo
y Patricio García-Fayos





CAPÍTULO 5

Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal

Esther Bochet, Pablo García-Palacios, Begoña Peco, Jaume Tormo y Patricio García-Fayos

I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Los taludes de infraestructuras lineales (autopistas, carreteras, caminos, vías del tren...) se caracterizan por tener amplias pendientes de suelo desnudo y afloramientos rocosos, originadas por grandes movimientos de tierra. Las laderas de los taludes desprovistas de vegetación al término de la obra quedan expuestas al efecto de las lluvias con consecuencias que pueden ser graves para la seguridad vial (Navarro 2002). Los riesgos de erosión en los primeros meses, que pueden llevar al derrumbe del talud en su caso más extremo, exigen una intervención urgente que pretende, según los casos, restaurar una cubierta vegetal densa en las laderas recién construidas. La forma más sencilla y menos costosa de revegetar estas laderas, consiste en no intervenir (restauración pasiva), pero la colonización espontánea por parte de las plantas no siempre es suficiente o suficientemente rápida. Por ello, se recurre frecuentemente a técnicas de restauración activa que favorecen y aceleran el establecimiento de la vegetación con el objetivo de controlar la erosión y darle estabilidad al talud. La técnica de restauración más común para cumplir este objetivo geomorfológico a corto plazo es la hidrosiembra. El éxito de las hidrosiembras es muy variable, dependiendo en gran medida de factores como el clima, la litología, el tipo de talud, su orientación y su pendiente, la época de la siembra, las especies sembradas y las interacciones de estas últimas entre ellas y con las condiciones de la zona a restaurar (Andrés *et al.* 1996; Cano *et al.* 2002; Bochet y García-Fayos 2004; véase Capítulo 7.4). Como prueba de

ello, se han descrito resultados muy dispares durante los primeros meses posteriores a la actuación. Estos resultados van desde la formación de una cubierta vegetal densa y eficaz para el control de los procesos erosivos (Matesanz *et al.* 2006), hasta una casi completa desaparición del conjunto de especies sembradas, con un recubrimiento del suelo insuficiente para frenar la erosión (Andrés y Jorba 2000).

Recientemente, científicos y técnicos coinciden en que el éxito de las medidas de restauración pasa por un avance en el conocimiento ecológico de estos ecosistemas emergentes cuyo funcionamiento es poco conocido en la actualidad (Valladares y Gianoli 2007). Así, el conocimiento de las reglas que controlan la colonización, el ensamblaje de las especies y la sucesión en las comunidades de taludes permitirá extraer conclusiones útiles y elaborar pautas generales para la restauración de estos ecosistemas, más allá de las especificaciones locales de las zonas a restaurar (Temperton *et al.* 2004; Valladares y Gianoli 2007).

Estudios recientes sobre la flora y la vegetación de taludes, así como sobre los procesos y funciones

asociados a estos ecosistemas, nos permiten crear una sólida base de conocimiento científico necesaria para el desarrollo de protocolos y técnicas eficaces para la restauración de estas laderas.

El objetivo de este capítulo es dar a conocer, desde la perspectiva de la ecología de la restauración, las bases ecológicas a tener en cuenta a la hora de plantear una restauración del Capital Natural, en forma de bienes y servicios (ecosistemas funcionales, diversidad, etc.), en proyectos de infraestructuras lineales. Estas bases, fundadas en el conocimiento científico, constituyen un complemento necesario a las aproximaciones tecnológicas más habituales (véase Capítulo 7). En primer lugar, se describe brevemente el marco teórico, es decir, los procesos ecológicos relevantes que condicionan el éxito de una restauración (colonización, filtros ecológicos, ensamblaje de especies en comunidades, sucesión). En segundo lugar, se identifican los factores que limitan la colonización espontánea de los ecosistemas de taludes de infraestructuras lineales. Finalmente, se proponen distintas aplicaciones prácticas para una gestión más adecuada de dichos ecosistemas.

II. PROCESOS ECOLÓGICOS RELEVANTES: MARCO TEÓRICO

1. La colonización y la sucesión

Cuando una zona queda desprovista de vegetación, como es el caso de los taludes de infraestructuras lineales, se pone en marcha el proceso de sucesión vegetal, que comienza por la fase de colonización. Esta última, a su vez, podría definirse como una función de distintos procesos que se suceden en el tiempo: la dispersión, la fijación y la germinación de semillas, y el establecimiento de las plantas y su supervivencia (Zobel *et al.* 2000). Así, la colonización de una zona sin vegetación depende, en primer lugar, de la llegada de semillas por dispersión desde las zonas circundantes a través de distintos vectores como el viento, el agua o los animales. Una vez en la zona, si esta presenta cierta pendiente, aquellas especies cuyas semillas tienen mecanismos de fijación que impiden ser arrastrados por la gravedad o el agua de escorrentía tendrán más posibilidades de mantenerse en las laderas que aquellas especies que no disponen de dichos mecanismos (García-Fayos *et al.* 2010). Posteriormente, las semillas que resisten al arrastre han de encontrar una serie de condiciones favorables que les permitan germinar y desarrollarse hasta convertirse en un individuo

adulto. Tras la fase de colonización, las interacciones entre plantas, tanto a través de la facilitación de una especie por otra que le ayuda a establecerse (interacción positiva) o a través de la exclusión de una especie por la presencia de especies competidoras (interacción negativa), implican cambios graduales en la composición florística de las comunidades.

En definitiva, la colonización de una zona dada –y la comunidad de plantas resultante– depende de tres grandes grupos de factores: a) la disponibilidad de semillas, b) las condiciones del medio y c) las interacciones planta-planta, conocidos a su vez como los tres grandes ‘filtros ecológicos’ que determinan el ensamblaje de las especies.

2. Filtros ecológicos que determinan la colonización y el ensamblaje de las comunidades

De acuerdo con la teoría de ensamblaje de las especies (*assembly rules*, en inglés), solo aquellas pertenecientes al conjunto o *pool* de especies locales capaces de atravesar una serie de filtros

podrán establecerse con éxito en una zona determinada (Keddy 1992; Weiher y Keddy 1999; Figura 1). Mediante un proceso de selección a través de sucesivos filtros, el tamaño del *pool* de especies locales se ve progresivamente reducido a un subconjunto de especies del *pool* original. La selección de las especies se hace en función de sus rasgos morfológicos y funcionales que definen su capacidad para alcanzar la zona por dispersión (filtro de la dispersión), para adaptarse a las condiciones del medio (filtro de los factores abióticos) y para competir con las demás plantas establecidas (filtro de las interacciones bióticas) (Keddy 1992; Weiher y Keddy 1999).

A medida que van entrando las especies en la comunidad (*pool* actual) y transcurre la sucesión,

la intensidad e influencia relativa de los filtros va cambiando. Mientras que la dispersión y los factores abióticos tienen un mayor peso en las primeras etapas de la sucesión, las interacciones planta-planta van adquiriendo una mayor importancia en etapas más tardías (Figura 1). Estos bucles de retroalimentación inherentes al sistema hacen que los filtros sean dinámicos y que el tamaño de sus mallas se esté reajustando continuamente (Fattorini y Halle 2004; Figura 1). No obstante, el dinamismo de los filtros y las perturbaciones externas que sufren continuamente los sistemas (contaminación, erosión...) hacen que la trayectoria del sistema no sea unidireccional y predecible, sino que admite múltiples trayectorias hacia estados alternativos estables (Temperton *et al.* 2004; Figura 1).

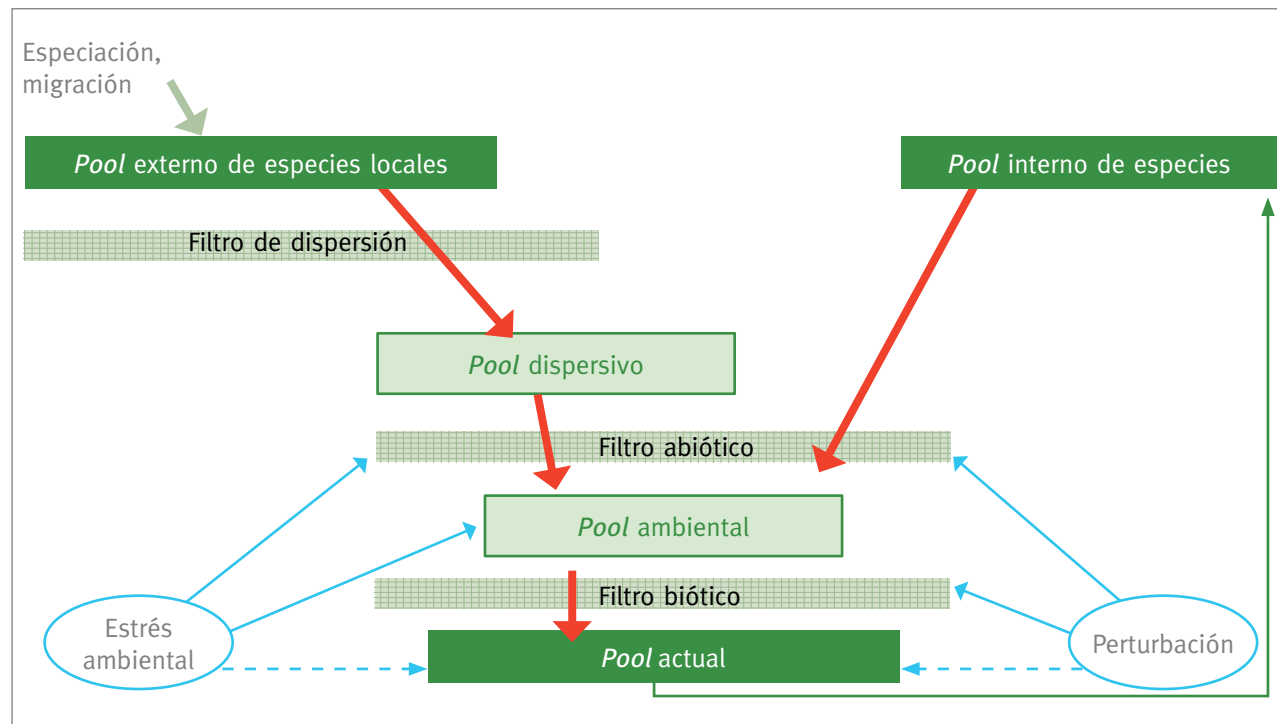


Figura 1. Modelo dinámico de los filtros que controlan el proceso de ensamblaje de las especies en una comunidad de plantas. Modificado a partir de Fattorini y Halle (2004). Los procesos a gran escala, como la especiación y la migración, determinan el *pool* de especies locales que ‘esperan a las puertas’ de una comunidad de plantas. Para poder formar parte de un *pool* de especies establecidas (estado actual de la comunidad), las nuevas especies tienen que ser capaces de llegar [bien por dispersión desde las zonas adyacentes (*pool* externo de especies locales), bien por estar presentes en el banco de semillas del suelo (*pool* interno de especies)] de adaptarse a las condiciones del medio (filtro abiótico), y también de competir con las demás especies establecidas (filtro biótico). Los distintos filtros dependen unos de otros al estar conectados entre sí a través del *pool* de especies establecidas. Por ello, los filtros tienen un carácter dinámico y el tamaño de su malla es constantemente reajustado como consecuencia de la existencia de procesos internos de retroalimentación, así como de la posible intervención de elementos externos al sistema (perturbaciones y estrés). Por ejemplo, si las mallas del filtro abiótico ‘se abren’ como consecuencia de las modificaciones de las condiciones del medio a medida que transcurre la sucesión, dejará paso a un mayor número de especies y, consecuentemente, el filtro biótico tenderá a ‘cerrarse’ al verse reducida la superficie de espacios disponibles para la llegada de semillas y posterior establecimiento de nuevas plántulas. Al contrario, unas condiciones ambientales extremas provocarán el cierre prácticamente total del filtro abiótico, a la vez que se abrirá el filtro biótico por la falta de competencia entre las pocas especies establecidas capaces de soportar las condiciones adversas del medio.

III. IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS Y FACTORES QUE CONTROLAN EL ENSAMBLAJE DE LAS ESPECIES EN COMUNIDADES DE TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

A partir de la teoría de los filtros y de estudios recientes sobre la flora, los patrones de colonización y las características de las plantas de las comunidades de taludes, identificamos a continuación los factores y procesos que controlan el ensamblaje de las especies en dichas comunidades. La mayoría de estos estudios hacen referencia a sistemas de taludes de carreteras de distintas regiones de la Península Ibérica.

1. Disponibilidad de semillas

a. Dispersión

La colonización espontánea de los taludes de infraestructuras lineales, al igual que de otros ecosistemas fuertemente perturbados y desprovistos de vegetación (volcanes, minas a cielo abierto), depende en gran medida de la presencia en sus proximidades de zonas de vegetación natural que suministran semillas (del Moral y Wood 1993; Kirmer y Mahn 2001; Novák y Prach 2003; Bochet *et al.* 2007a). Habitualmente, la llegada por dispersión de las semillas desde las zonas de vegetación circundante (*pool* externo de especies locales; Figura 1) constituye la única fuente potencial de colonización (se habla entonces de ‘sucesión primaria’). Sin embargo, en taludes recubiertos con una capa de tierra vegetal, esta constituye una fuente alternativa de semillas que pueden iniciar la colonización (*pool* interno de especies locales; Figura 1; se habla entonces de



Figura 2. Terraplén con orientación sur de la autopista A-5 en la provincia de Madrid, en la localidad de Arroyomolinos. En la foto se observa en primer término el talud objeto de estudio y en segundo la cercanía a una mancha de vegetación natural consistente en una dehesa de *Retama sphaerocarpa* (Foto: Pablo García-Palacios).

‘sucesión secundaria’). No obstante, estudios recientes demuestran que esta fuente de semillas es escasa con las prácticas actuales de manejo de la tierra vegetal utilizadas para la restauración de taludes (Mola *et al.* 2011).

El éxito de llegada de las semillas a los taludes depende en gran medida de la distancia entre estos y las manchas circundantes de vegetación natural, así como de la capacidad de las especies locales para dispersarse a larga distancia (Figuras 2 y 3).



Figura 3. Terraplén con orientación sur de la autopista A-7 en la Costa del Sol, entre las localidades de Estepona y Torreguadiaro. En la foto se observa la cercanía del talud a una mancha de vegetación natural consistente en matorrales de *Chamaerops humilis* y *Pistacia lentiscus* (Foto: Santiago Soliveres Codina).

- Distancia a la fuente de semillas

Es bien sabido que la probabilidad de las semillas de alcanzar una zona determinada es inversamente proporcional a la distancia a la fuente de semillas (Wilson 1993). Por ejemplo, en una zona de vertederos mineros del Este de Alemania, Säger y Jetschke (2004) determinan que el porcentaje de especies comunes entre el vertedero y las zonas circundantes de vegetación natural disminuye gradualmente (del 48 al 9%) a medida que la distancia de estas últimas al vertedero aumenta (de 50 a 2.000 m, respectivamente). Bochet *et al.* (2007a) llegan a conclusiones similares en un estudio realizado en taludes de la Autovía A-3 en la Comunidad Valenciana. Estos autores sugieren que la colonización se inicia a partir de los campos de cultivo y parches de matorral cercanos situados a menos de 150 m de distancia de los taludes. No obstante, no todas las especies



MIRMECOCORIA

Ejemplos de dispersión de semillas y/o frutos (diásporas) por hormigas (mirmecocoria). De izquierda a derecha y de arriba abajo: hormiga negra (*Messor barbarus*) transportando un fruto de cadillo (*Medicago sp.*); un fruto de bolsa de pastor (*Capsella bursa-pastoris*); una semilla de avena (*Avena sp.*); un fruto de lechetrezna (*Euphorbia helioscopia*) y abajo, transportando una semilla de plátano (*Platanus occidentalis*). A la izquierda, en esta última imagen, se puede apreciar a varias hormigas sobre un fruto de caracolillo (*Medicago orbicularis*). Autor: Ignacio Mola.



ANEMOCORIA

Capítulo fructificado de Diente de León (*Taraxacum sp.*). Se puede apreciar cómo los frutos (cipselas) poseen un penacho plumoso (vilano) que permite su arrastre por el viento (anemocoria) y dispersarse a largas distancias. Autor: Ignacio Mola.

presentes en la vegetación circundante tienen mecanismos de dispersión adecuados para alcanzar las laderas de los taludes.

• Mecanismos de dispersión

En el estudio previamente citado, Bochet *et al.* (2007a) determinan que solo el 60% de las especies presentes en las áreas de vegetación natural a menos de 150 m de los taludes son capaces de alcanzarlos por dispersión. En Finlandia, se han descrito patrones similares para taludes de carretera y vías de tren rodeados por herbazales naturales (Tikka *et al.* 2001).

Además, en una amplia gama de hábitats, se ha constatado que las especies cuyas semillas son dispersadas a larga distancia por el viento (anemócoras) o por los animales (zoócoras, excepto las dispersadas por hormigas) tienen más probabilidades de colonizar nuevas áreas que aquellas especies con mecanismos de dispersión a corta distancia (dispersadas por hormigas o ‘mirmecócoras’, o dispersadas por la fuerza de la gravedad o ‘barócoras’) (Hardt y Forman 1989; Dzwonko y Loster 1992; Burke y Grime 1996; Campbell *et al.* 2003; Martínez-Ruiz y Marrs 2007). La dispersión de las semillas por el viento ha demostrado ser el mecanismo más eficaz a la hora de colonizar los taludes de carretera. Así, la proporción de especies anemócoras presentes en los taludes es notablemente superior a la que se encuentra en las zonas de vegetación natural próximas al talud y que ejercen como fuente de semillas (Bochet *et al.* 2007a; véase apartado III.4, Tabla 3). Al contrario de lo esperado, las especies zoócoras tienen pocas probabilidades de alcanzar los taludes. Estos representan ambientes inhóspitos para muchos animales, puesto que están continuamente expuestos al ruido del tráfico, están vallados (para garantizar la seguridad vial) y carecen de árboles que podrían servir de posaderos para los pájaros. En cuanto a las especies que carecen de mecanismos de dispersión a larga distancia, su probabilidad de llegar al talud, aunque baja, aumenta con el tiempo (van Dorp *et al.* 1997; Kirkman *et al.* 2004).

En resumen, al igual que en otros ambientes, la dispersión representa un filtro que limita la disponibilidad de semillas para la colonización a corto o medio plazo de los taludes. Solo las especies más cercanas

a los taludes o capaces de dispersarse a mayores distancias tienen posibilidades de colonizar estas laderas de forma rápida.

b. Fijación (arrastre de semillas)

Distintos trabajos demuestran que el empobrecimiento de la vegetación en zonas caracterizadas por fuertes pendientes y procesos de erosión intensos puede ser debido a la pérdida de semillas por escorrentía y erosión (Chambers y MacMahon 1994; García-Fayos y Cerdà 1997). En pequeñas cuencas abarrancadas del interior de Alicante, las tasas anuales de pérdida de semillas alcanzan un 13% (García-Fayos *et al.* 1995). Dado que la relación entre las pérdidas de semillas y la erosión es exponencial (García-Fayos 2004), la ocurrencia de eventos extraordinarios de lluvia durante el periodo de dispersión de las semillas podría dificultar la regeneración de la vegetación en laderas sometidas a procesos de erosión intensos como los taludes de infraestructuras lineales (véase Capítulo 2).

Las características de las semillas también influyen en su capacidad de resistir al arrastre por la erosión. Así, la segregación de una sustancia mucilaginosa que pega las semillas al suelo cuando se humedecen disminuye notablemente la susceptibilidad de su arrastre por erosión cuando su peso es inferior a 1 mg (García-Fayos *et al.* 2010).

2. Suelo (filtro abiótico)

a. Importancia relativa de los filtros: disponibilidad de semillas frente a condiciones abióticas

Aunque la colonización de los taludes puede verse limitada por la restringida capacidad de dispersión o de fijación al suelo de algunas especies, distintos estudios han puesto de manifiesto la preponderancia del filtro abiótico frente al filtro de la disponibilidad de semillas (dispersión y fijación). Estos estudios demuestran que, aunque las semillas de muchas especies son capaces de llegar a los taludes, una serie de limitaciones ambientales intrínsecas a estas laderas impiden su germinación o el establecimiento de las plántulas (Alborch *et al.* 2003; Tormo *et al.* 2006; Figura 4).

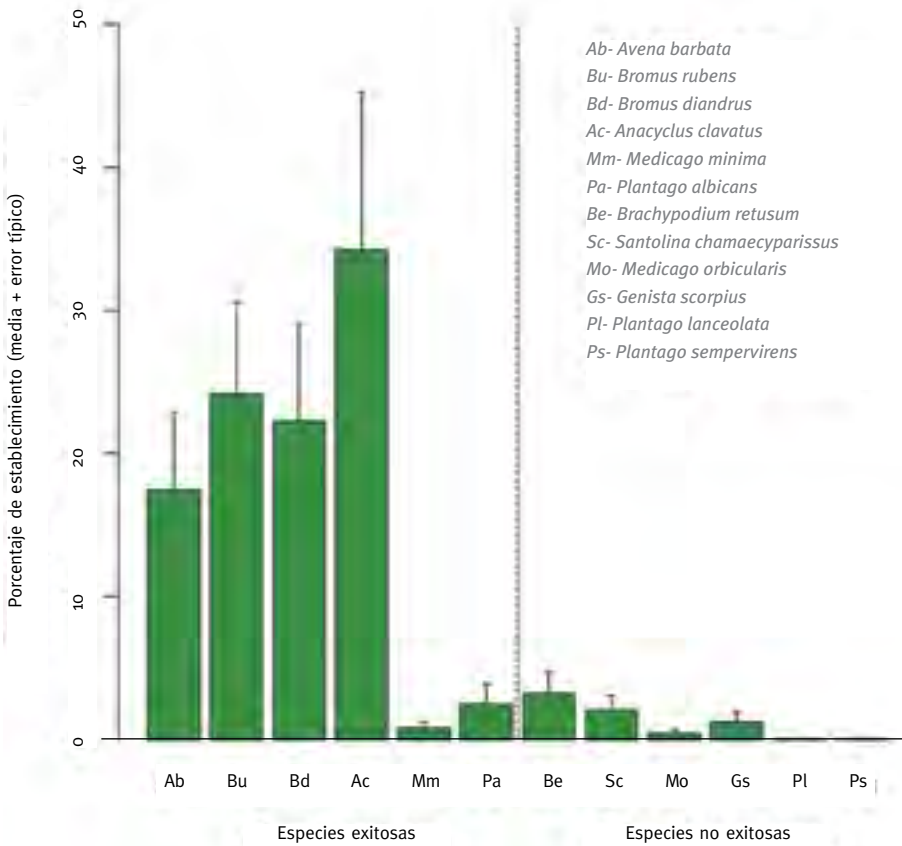


Figura 4. Experimento de adición de semillas en terraplenes de la Autovía A-3 a su paso por Requena (Comunidad Valenciana), que demuestra la preponderancia del filtro abiótico frente al filtro de la dispersión. Modificado a partir de Tormo *et al.*, 2006. Este experimento se basa en la idea de que si se añaden semillas de especies que no están presentes previamente en el talud, pero sí en su cercanía, y estas se establecen, la limitación por la disponibilidad de semillas sería más importante para explicar su ausencia en dicho hábitat que la limitación por las condiciones del hábitat estudiado. Se representa el porcentaje de establecimiento obtenido, tras una siembra manual a pequeña escala, para un conjunto de especies ausentes de los taludes aunque presentes en las zonas circundantes de vegetación natural (especies ‘no exitosas’ en la colonización espontánea de los taludes) y para un conjunto de especies colonizadoras de los taludes que sirven de control (especies ‘exitosas’). Los resultados indican que, a pesar de la siembra que asegura la llegada en una misma proporción de las semillas de todas las especies al talud, las especies no exitosas muestran unas tasas de establecimiento mucho más bajas que las especies exitosas (excepto para Mm y Pa). Estos resultados sugieren que los procesos posdispersivos (germinación y establecimiento de plántulas), que dependen fundamentalmente de las condiciones abióticas, tienen un papel más limitante en la colonización de los taludes que los procesos de dispersión y de fijación de las semillas.

b. Condiciones generales del suelo de terraplenes y desmontes (véase también Capítulo 4)

Las condiciones generales del suelo de los taludes, habitualmente poco favorables al establecimiento de la vegetación, representan el filtro abiótico fundamental que condiciona en gran medida los resultados de la colonización natural. En la Tabla 1 se presentan datos de algunos parámetros del suelo, relevantes para el establecimiento de la vegetación,

que han sido medidos en sistemas de taludes de distintas zonas de la Península Ibérica. Dichas zonas corresponden a la autopista A-7 a su paso por la Costa del Sol (Málaga), con inviernos suaves y precipitaciones relativamente altas, autovía A-3 a su paso por la zona de Requena (Valencia) con un clima continental y notable aridez, y las carreteras M-12 y M-13 en la Comunidad de Madrid, con un clima mediterráneo continental y una precipitación intermedia en relación con las anteriores.

Tabla 1. Principales características del suelo y de la vegetación de distintos sistemas de taludes de la Península Ibérica (media ± error estándar). Datos de Mola *et al.* (2011) para Madrid, de Valladares y Alonso (2001) para Málaga y de Bochet *et al.* (2010a) para Valencia.

MADRID (CARRETERAS M-12 Y M-13)			MÁLAGA (AUTOPISTA A-7)		VALENCIA (AUTOVÍA A-3)	
PROPIEDADES DE LA ZONA						
Clima						
Piso climático¹	Mesomediterráneo		Termomediterráneo		Mesomediterráneo	
Ombroclima¹	Semiárido		Subhúmedo		Seco-semiárido	
Precipitación (mm/año)	500		900		450	
Litología	Arcosas		Areniscas, arenas, arcillas y limos (sustrato ácido)		Margas (sustrato calizo)	
PROPIEDADES DEL TALUD	TERRAPLÉN (N = 6)	DESMONTE (N = 9)	TERRAPLÉN (N = 21)	DESMONTE (N = 18)	TERRAPLÉN (N = 4)	DESMONTE (N = 4)
Edad (años)	0	0	2	2	8	8
Pendiente (º)	32,1 ± 0,8	31,2 ± 0,3	29,7 ± 3,7	39,6 ± 5,8	31,7 ± 2,3	36,3 ± 2,6
Orientación (º)	Norte, este, sur y oeste	Norte, este, sur y oeste	Norte y sur	Norte y sur	Norte y sur	Norte y sur
Longitud (m)	11,8 ± 0,4	17,5 ± 0,9			11,9 ± 4,1	9,4 ± 4,5
Tratamiento	TV	ninguno	TV/HS	HS	HS	HS
PROPIEDADES DEL SUELO						
Arena (%)	63,72 ± 2,68	65,37 ± 5,49			38,12 ± 7,46	36,45 ± 10,7
Limo (%)	20,11 ± 2,15	22,59 ± 3,75			27,48 ± 5,02	34,23 ± 6,07
Materia orgánica (%)	0,148±0,023*	0,0069±0,006*	7,44*	5,02*	1,33±0,19**	0,75²±0,06**
N _{total} (%)	0,016 ± 0,02*	0,008±0,001*	0,04*	0,02*	0,072±0,004	0,068 ± 0,001
P _{asimilable} (P2O5 mg/100 g)	1,81 ± 0,25*	11,1 ± 3,68*	4,43*	10,3*	2,50 ± 1,52**	0,48 ± 0,10**
K⁺ (mg/100 g)	17,8 ± 0,6*	16,7 ± 2,6*	10,3*	6,79*		
Compactación (kPa)					60 ± 10**	1560 ± 1180**
PROPIEDADES DE LA VEGETACIÓN						
Cobertura vegetal (%)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	80,3 ± 15,9**	22,2 ± 22,4**	59,4 ± 23,3**	7,4 ± 5,6**
Número de especies	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	57,1 ± 9,3**	33,6 ± 9,0**	10,3 ± 8,4	10,0 ± 9,9

*, ** Indican que las diferencias entre terraplenes y desmontes de una misma zona geográfica son estadísticamente significativas para la variable considerada (*: $P \leq 0,05$; **: $P \leq 0,01$).
TV = recubrimiento del talud con tierra vegetal; HS= hidrosiembra con mezclas estándares de semillas comerciales.
¹ Según clasificación de Rivas Martínez (1983).
² Más bajo que el nivel de detección del método de análisis utilizado.

Desde el punto de vista de las propiedades químicas del suelo, los niveles de macronutrientes (N, P, K) medidos en los distintos sistemas de taludes son muy bajos (Tabla 1). Los niveles de macronutrientes y de materia orgánica (propiedad con importantes implicaciones en la estructuración del suelo y en la capacidad de éste para retener el agua) son inferiores a los niveles registrados en las zonas de vegetación natural próximas a los taludes. Por ejemplo, Mola *et al.* (2011) constatan que el contenido en nitrógeno y materia orgánica en el suelo de los terraplenes y desmontes de las carreteras M-12 y M-13 (Madrid) al finalizar la obra, y tras la aplicación de tierra vegetal en el caso de los terraplenes (Tabla 1), fueron del orden de 10 veces menores que los registrados en pastizales y matorrales xerofíticos locales (Acosta 2005; Peco *et al.* 2006). Estas marcadas diferencias en la fertilidad del suelo entre los taludes y las zonas próximas de vegetación natural podrían explicar, al menos en parte, la escasa adaptación de las especies del *pool* local a las condiciones adversas del suelo de los taludes.

Asimismo, cabe destacar que las condiciones abióticas de los desmontes son mucho menos favorables para el establecimiento de la vegetación que las de los terraplenes. Mola *et al.* (2011), encontraron diferencias significativas en el contenido en materia orgánica, fósforo y nitrógeno (Tabla 1) entre terraplenes y desmontes recién construidos de similar pendiente y orientación en las carreteras M-12 y M-13. Los valores fueron superiores en los terraplenes, excepto para el fósforo. Estas diferencias se debieron principalmente al extendido de tierra vegetal en los terraplenes, el cual, sin embargo, no suele realizarse en los desmontes. Bochet *et al.* (2010a) obtuvieron resultados similares, 8 años después de la finalización de la obra, en taludes de la Autovía A-3 de similar orientación y pendiente, mostrando niveles superiores de materia orgánica, fósforo asimilable y nitrógeno en los terraplenes en comparación con los desmontes (Tabla 1).

Además, como consecuencia de los diferentes materiales de origen entre desmontes y terraplenes (roca madre sin meteorizar frente a material no consolidado acumulado, respectivamente), el nivel de compactación del suelo es muy superior en los desmontes. En los desmontes de la Autovía A-3 en la Comunidad Valenciana, se han llegado a medir niveles medios de compactación altísimos (1560 kPa), 25 veces superiores a los niveles medidos en terraplenes de similar pendiente y orientación de la

misma localidad (Tabla 1, Figura 5). En desmontes de 50° de pendiente formados sobre gneis en una zona de clima atlántico en Galicia, Cano y Montalvo (2003) registraron niveles de compactación del suelo algo más bajos (300-400 kPa), pero cercanos al umbral que determina la capacidad de las raíces de muchas especies herbáceas no cultivadas para penetrar en un sustrato (Basset *et al.* 2005; Monsalve *et al.* 2010).



Figura 5. Diferencias en la estructura del suelo de terraplenes y desmontes de la Autovía A-3 a la altura de Requena (Valencia). En los primeros centímetros de profundidad, el nivel de compactación del suelo es mayor en los desmontes. El aporte de materia orgánica al suelo por las plantas (hojarasca y raíces) confiere una mayor estructura al suelo de los terraplenes (Foto: Esther Bochet).

c. Disponibilidad de agua en el suelo

El agua en el suelo y su disponibilidad para las plantas merece una mención especial, dada su relevancia en las dos fases más críticas de la colonización: la germinación y la supervivencia de las plántulas en las primeras etapas posgerminativas.

En los taludes de zonas semiáridas, donde la disponibilidad de agua es reducida (excepto en los terraplenes mejor orientados), se ha encontrado una relación consistente entre el éxito colonizador de las especies y la capacidad de estas para germinar rápidamente en condiciones de estrés hídrico (Bochet *et al.* 2007b). Así, las especies capaces de colonizar espontáneamente y de forma abundante los taludes de la Autovía A-3 en la zona de Requena son aquellas que han demostrado tener la mayor tasa y velocidad de germinación en condiciones de estrés hídrico (Figura 6).

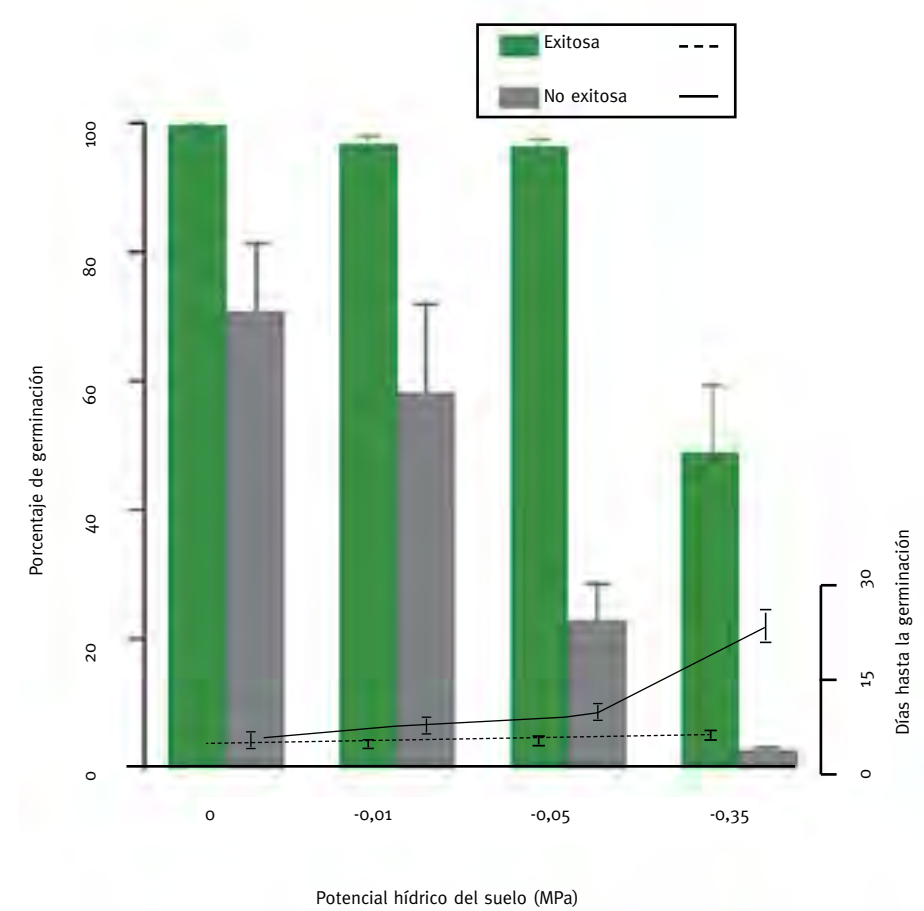


Figura 6. Tasa (barras) y velocidad (líneas, número de días hasta observar la primera germinación) de germinación, en diferentes condiciones de estrés hídrico, de especies ‘exitosas’ y ‘no exitosas’ en la colonización espontánea de los taludes. Cuanto más negativo es el potencial hídrico, mayor es el estrés. Las especies exitosas muestran mayores tasas y velocidades de germinación que las especies no exitosas. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2007b.

La distribución de la precipitación en el tiempo también puede influir en el éxito de establecimiento de las especies anuales colonizadoras de taludes. Así, Espigares y Peco (1993, 1995) pusieron de manifiesto en un estudio sobre un amplio grupo de especies arvenses de pastizal mediterráneo respuestas diferentes en función del momento en que se producían las precipitaciones otoñales (Figura 7). Dado que muchas de estas especies son comunes en los taludes sobre sustratos ácidos en Madrid (Tabla 1) y que las comunidades de taludes suelen estar dominadas por especies anuales (véase apartado III.4), la

respuesta de las plantas a la distribución temporal de la precipitación otoñal podría ser en gran medida responsable de las importantes fluctuaciones interanuales que se registran en la composición florística de estos ecosistemas en ambientes mediterráneos semiáridos. En un estudio a largo plazo (16 años), Peco *et al.* (2009) concluyeron, además, que el peso de la semilla es un buen descriptor de la respuesta de las especies anuales a la precipitación y temperatura. Así, las especies con semillas más pesadas presentan ventajas en los años con otoños poco lluviosos.

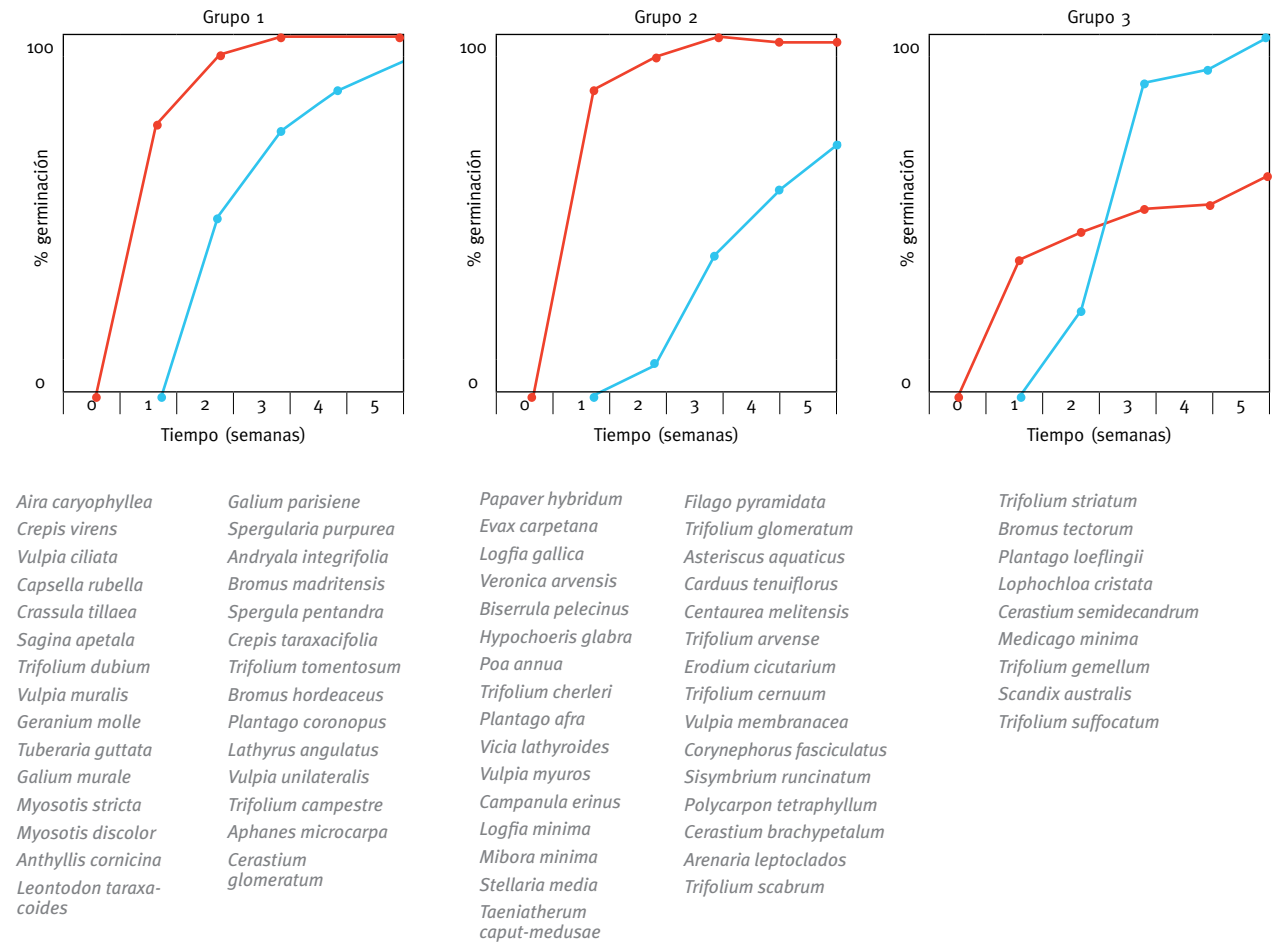


Figura 7. Experimento en cámara de cultivo que pone de manifiesto las distintas respuestas en el tiempo de un amplio grupo de especies arvenses a la distribución de la precipitación otoñal. Tratamientos: Lluvias otoñales tempranas: lluvia con temperatura y fotoperíodo de septiembre (línea roja). Lluvias otoñales tardías: lluvia con temperatura y fotoperíodo de noviembre (línea azul). Los resultados indican que en los años con lluvias tempranas en el otoño se ven favorecidas las especies del grupo 2, mientras que en otoños tardíos se ven favorecidas las del grupo 3. El grupo 1 es poco sensible a estos cambios en la distribución de la precipitación, con tasas de germinación elevadas para ambos tratamientos. A partir de Espigares y Peco (1993).

En cuanto a la supervivencia de las plántulas tras la germinación, Espigares y Peco (1995) determinaron que algunas

especies del experimento de la Figura 7 son particularmente sensibles a una sequía posgerminativa (Tabla 2).

Tabla 2. Listado de especies sensibles a las sequías posgerminativas. A partir de Espigares y Peco (1995). Experimento en cámara de cultivo para simular el efecto de una sequía postgerminativa en la tasa de mortalidad (media ± error estándar) de plántulas de herbáceas anuales. En la tabla aparece la mortalidad en macetas con sequía posgerminativa frente al control con riego continuo. En todos los casos en que hubo diferencias significativas, la mortalidad fue menor en los controles.

TRATAMIENTOS			
ESPECIES	CONTROL	SEQUÍA	P
<i>Aphanes microcarpa</i>	0,04 ± 0,01	0,65 ± 0,06	**
<i>Arenaria leptoclados</i>	0,08 ± 0,05	0,40 ± 0,09	**
<i>Biserrula pelecinus</i>	0,15 ± 0,04	0,44 ± 0,09	*
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,00 ± 0,00	0,56 ± 0,19	*
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,08 ± 0,05	0,59 ± 0,08	**
<i>Galium murale</i>	0,08 ± 0,08	0,73 ± 0,09	**
<i>Galium parisiense</i>	0,19 ± 0,06	0,87 ± 0,04	**
<i>Hypochoeris glabra</i>	0,00 ± 0,00	0,54 ± 0,14	*
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	0,00 ± 0,00	0,41 ± 0,13	*
<i>Sagina apetala</i>	0,01 ± 0,01	0,77 ± 0,05	**
<i>Spergularia purpurea</i>	0,04 ± 0,05	0,51 ± 0,07	**
<i>Trifolium arvense</i>	0,00 ± 0,00	0,70 ± 0,18	**
<i>Trifolium glomeratum</i>	0,00 ± 0,00	0,86 ± 0,01	**
<i>Trifolium suffocatum</i>	0,02 ± 0,02	0,56 ± 0,09	**
<i>Veronica arvensis</i>	0,02 ± 0,01	0,52 ± 0,09	**
<i>Vulpia ciliata</i>	0,04 ± 0,01	0,33 ± 0,07	*
<i>Vulpia membranacea</i>	0,00 ± 0,00	0,80 ± 0,05	**
<i>Vulpia muralis</i>	0,02 ± 0,01	0,34 ± 0,07	**
<i>Vulpia myuros</i>	0,03 ± 0,01	0,48 ± 0,10	*
*P ≤ 0,05; **P ≤ 0,01			

En resumen, las malas condiciones del suelo de los taludes, tanto químicas, físicas como hidrológicas, confieren al filtro abiótico un papel fundamental en el ensamblaje de las especies de las comunidades de plantas de estas laderas. Además, el carácter más

limitante del suelo de los desmontes, en comparación con el de los terraplenes, queda reflejado en la menor cobertura vegetal y número de especies registrados en los desmontes al poco tiempo de finalizar la obra (Tabla 1, Figura 8).



Figura 8. Diferencias en la densidad de cobertura vegetal alcanzada en un desmonte (izquierda) y un terraplén (derecha) próximos a la Autovía A-3 (Requena, Valencia). Las diferencias se deben principalmente a la orientación (norte en este caso concreto) y condiciones del suelo más favorables para el establecimiento de las plantas en el terraplén. El establecimiento de las plantas en el desmonte orientado hacia el sur es prácticamente nulo (Foto: Esther Bochet).

3. Interacciones planta-planta (filtro biótico)

a. Importancia relativa de los filtros: condiciones abióticas frente a condiciones bióticas

Mientras que en ambientes semiáridos, con una reducida disponibilidad hídrica para las plantas, las condiciones abióticas constituyen inicialmente el filtro más importante a la hora de estructurar la composición florística de las comunidades de taludes, en ambientes climáticos más benignos, son las interacciones entre plantas las que desempeñan un papel primordial. Valladares *et al.* (2008) emplearon una aproximación basada en la filogenia y en el análisis de rasgos funcionales de las especies (Webb *et al.* 2002) para comparar las comunidades vegetales establecidas en los taludes de carretera de Málaga (clima mediterráneo benigno, Tabla 1) y Valencia (clima mediterráneo adverso, Tabla 1). Dicho estudio sugiere la existencia de repulsión fenotípica y, por lo tanto, exclusión competitiva, en las comunidades vegetales de los taludes de carretera de Málaga. Al contrario, en las comunidades de Valencia sometidas a un alto estrés ambiental se aprecia una atracción fenotípica entre las especies coexistentes, al compartir muchas de ellas unos mismos rasgos que les confieren la capacidad necesaria para poder establecerse en esos ambientes adversos.

b. Competencia frente a facilitación

Hasta la fecha, existe poca información sobre la naturaleza de las interacciones planta-planta que se producen en las comunidades de taludes, así como sobre su importancia relativa (facilitación frente a competencia) en el ensamblaje de las especies de dichas comunidades. Dado que se ha descrito que la importancia relativa de la competencia frente a la facilitación disminuye a medida que aumenta el estrés abiótico (Bertness y Callaway 1994; Maestre *et al.* 2009), cabe esperar una elevada frecuencia de interacciones positivas en los ecosistemas de taludes, al menos en las condiciones abióticas más limitantes para el establecimiento de las plantas (por ejemplo, clima árido o semiárido, sustratos pobres y compactados).

4. El producto final del proceso de filtrado: las especies colonizadoras y sus rasgos funcionales

Finalmente, las especies que consiguen superar con éxito los sucesivos filtros que controlan el ensamblaje de las especies constituyen el *pool* de especies colonizadoras de los taludes cuyos rasgos funcionales reflejan su capacidad para llegar, germinar, establecerse y competir en el talud.

a. Pool de especies de los taludes

Un estudio sintético sobre la flora y la ecología de las comunidades de taludes de las zonas de Málaga (Autopista A-7), Valencia (Autovía A-3) y Madrid (Radial R-4, Autopista AP-36 y Autovía A-5) señala que, de forma general, estas comunidades son muy ricas en especies y están compuestas por plantas herbáceas principalmente (Valladares *et al.* 2004). Sus valores de diversidad llegan a alcanzar los máximos registrados en herbazales y pastizales de la Península Ibérica (Figura 9). Aunque las comparaciones entre hábitats basándose en datos de diversidad o riqueza están sujetas a limitaciones y no son directamente comparables entre sí, los datos obtenidos en dicho estudio y otros (Garañeda-Bermejo *et al.* 2002; Tena 2006; García-Palacios *et al.*, *datos no publicados*) nos indican que transcurrido un tiempo relativamente pequeño, las comunidades que se instalan de forma espontánea en los taludes son ricas en especies, lo que cuestiona la necesidad de introducir especies autóctonas como las que se seleccionan habitualmente en las hidrosiembras (véase apartado IV.3). Además, esta diversidad aumenta progresivamente con el tiempo (Tena 2006; García-Palacios *et al.*, *datos no publicados*; Figura 10).

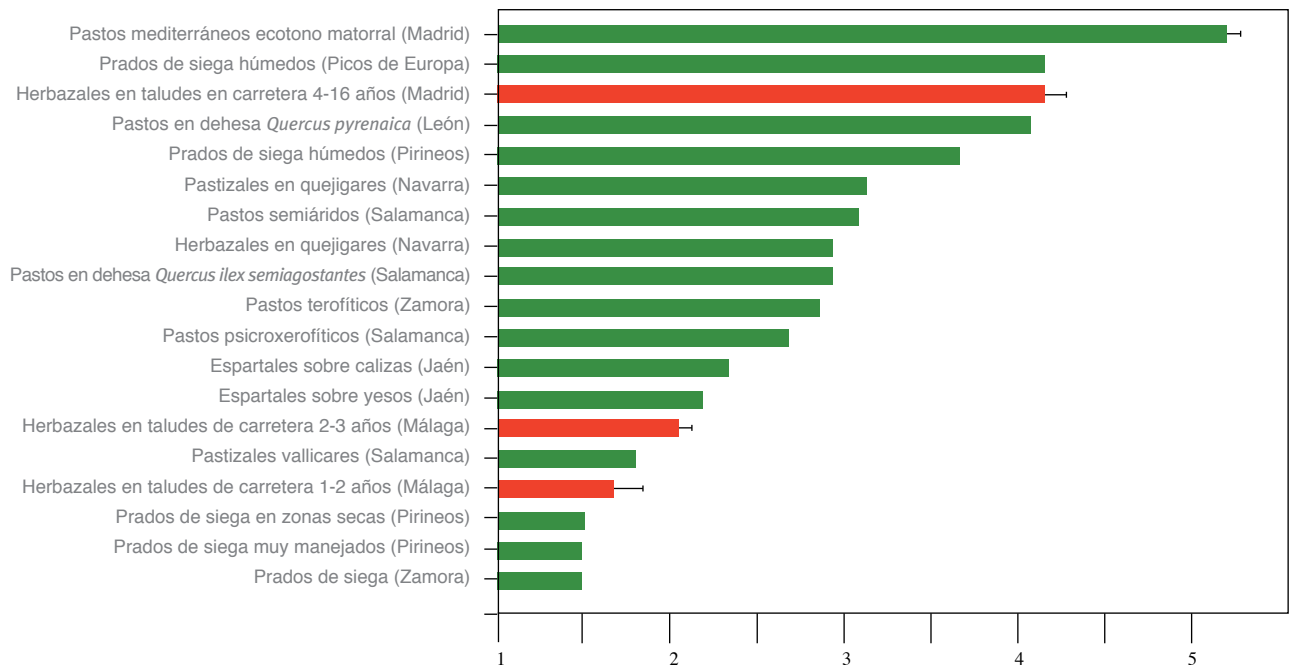


Figura 9. Índice de diversidad florística (índice de Shannon) de distintas comunidades de herbazales y pastizales de la Península Ibérica. En rojo se destacan los valores promedio para herbazales de taludes de carreteras estudiadas por nosotros en Málaga y Madrid. Extraído de Valladares *et al.*, 2004.

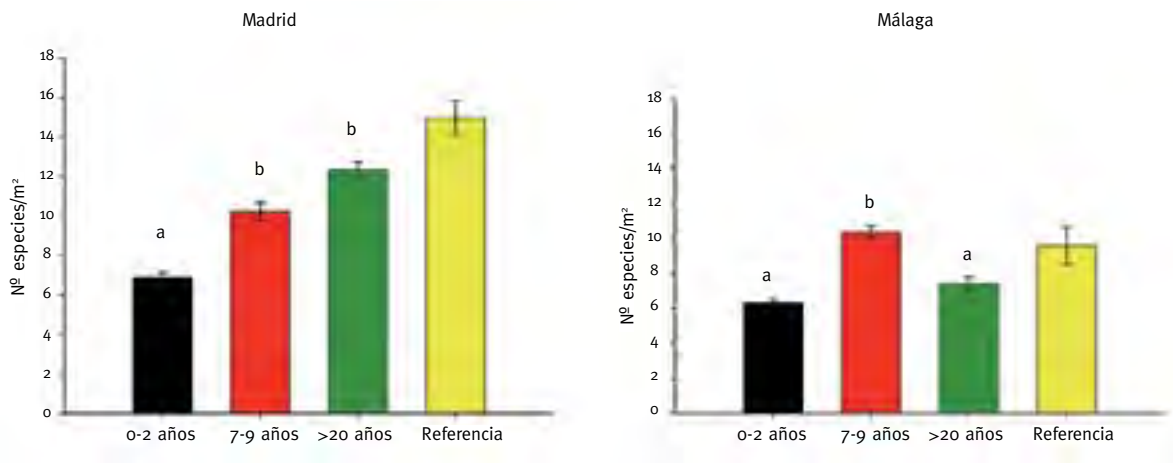


Figura 10. Variación en la riqueza de especies en función de la edad de las comunidades de dos sistemas distintos de taludes de carretera situados en las provincias de Madrid y Málaga. Datos de García-Palacios *et al.* (datos no publicados).

La mayoría de las especies de las comunidades de taludes de Málaga, Madrid y Valencia está presente en una sola de las tres localidades estudiadas (399 de un total de 587 especies) y tan solo el 10% están presente en las tres localidades (Valladares *et al.* 2004). No obstante, estas últimas son las que más abundancia media poseen a nivel local, siendo las

menos abundantes las presentes en una sola localidad. Por ello, aunque existan grandes diferencias desde el punto de vista de la composición florística entre las tres zonas, en términos de dominancia relativa las diferencias son menores, ya que tienden a predominar las mismas especies. Muchas de ellas también han sido encontradas de forma abundante

en otras comunidades de taludes de las provincias de Zamora y Madrid (Enríquez de Salamanca *et al.* 2004), Salamanca (Martínez-Ruiz *et al.* 2003) y del sur de Francia (Heindl y Ullman 1991) en ambiente mediterráneo (p.e., *Avena barbata*, *Avena sterilis*, *Bromus rubens*, *Bromus tectorum*, *Cichorium intybus*, *Foeniculum vulgare*, *Hordeum murinum*, *Plantago albicans*).

La composición florística de las comunidades también varía entre terraplenes y desmontes y entre orientaciones norte y sur (Martínez-Ruiz *et al.* 2003; Bochet y García-Fayos 2004), como consecuencia de

las distintas influencias relativas de los filtros ecológicos sobre las especies y sus rasgos funcionales (Figura 11).

A modo de ejemplo, la Tabla 3 propone un listado de especies capaces de colonizar espontáneamente con éxito unos taludes de la Autovía A-3 situados en la Comunidad Valenciana entre las localidades de El Rebollar y Venta del Moro. Mientras que algunas especies tuvieron éxito en todos los taludes estudiados en esta zona, otras solo fueron capaces de establecerse en un tipo u orientación de talud.

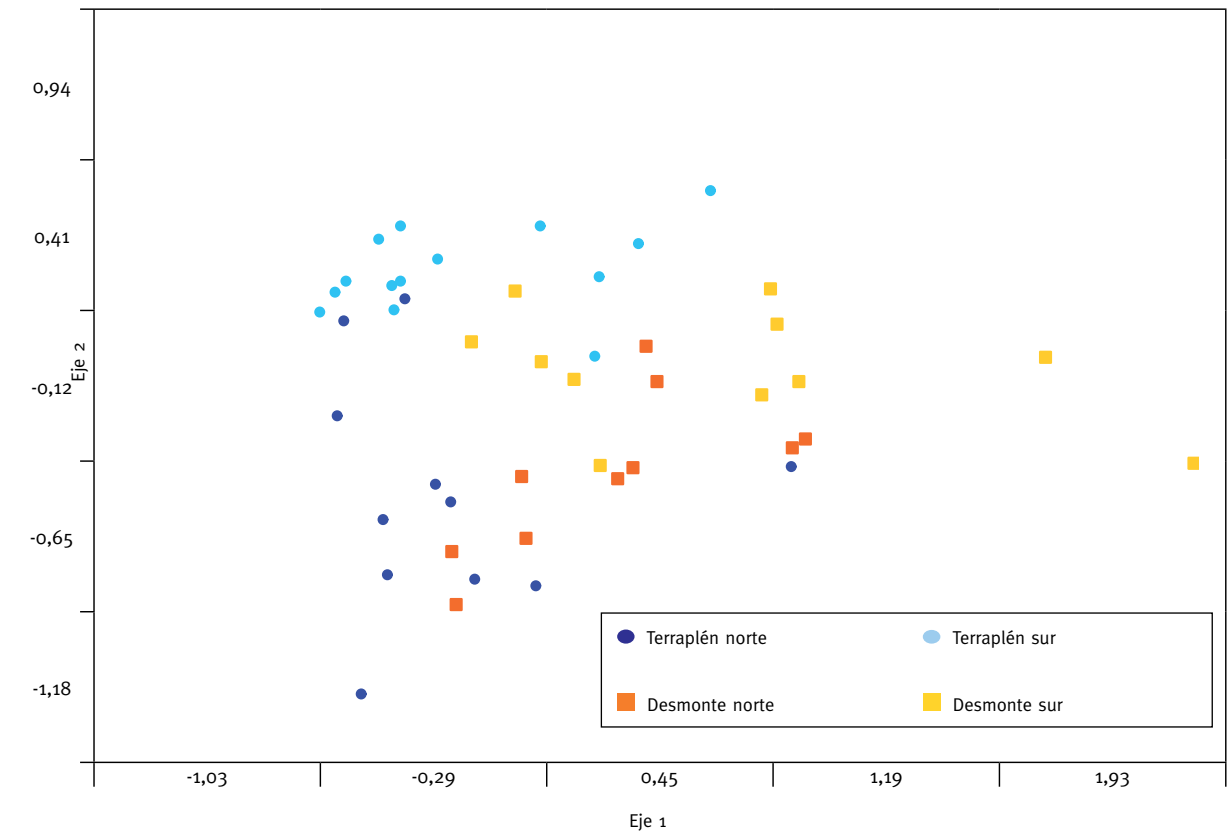


Figura 11. Segregación de inventarios por la composición florística en función del tipo (Eje 1) y orientación (Eje 2) del talud. Color azul: terraplenes; color marrón: desmontes, colores oscuros: norte; colores claros: sur. Modificado a partir de Bochet y García-Fayos 2004.

GÉNERO *TRIFOLIUM*

De las 60 especies de tréboles (*Trifolium*) descritas en *Flora Ibérica* (Muñoz Rodríguez et al., 2000*), 39 aparecen en el catálogo de la flora de Madrid (López Jiménez, 2007**). En 15 parcelas de muestreo en taludes de las autopistas M-12 y M-13, se han identificado 18, es decir, el 25% de la riqueza ibérica y más del 46% de la de la Comunidad de Madrid. Estas cifras ponen en evidencia lo diversificado de este género botánico en la Península Ibérica y lo bien representado en la flora presente en los taludes de carretera. Se presentan catorce especies de este género detectadas en taludes de carretera.

*Muñoz Rodríguez, A., J.A. Devesa, y S. Talavera. 2000. *Trifolium*, in Castroviejo *et al.* (Ed.). *Flora Ibérica*. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. 7(2):646-719. CSIC. Madrid.

**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.

De izquierda a derecha y de arriba abajo: trébol blanco (*Trifolium repens*), trébol (*T. scabrum*), trébol veloso (*Trifolium hirtum*), fenarda (*T. campestre*), jopito (*T. angustifolium*), pie de liebre (*T. arvense*), siempreviva (*T. tomentosum*), trébol (*T. glomeratum*) y rabo de gato (*T. cherleri*). Autor: Ignacio Mola.



Bajo estas líneas de izquierda a derecha y de arriba abajo: trébol (*Trifolium strictum*), estrella (*T. stellatum*), trébol (*T. cernuum*) y trébol estriado (*T. striatum*). En la página siguiente, berrillo (*T. pratense*). Autores: Miguel Ángel Casado e Ignacio Mola.



Tabla 3. Listado de especies, con sus mecanismos de dispersión respectivos, que colonizan espontáneamente y de forma abundante los distintos tipos de taludes de la Autovía A3 situados entre las localidades de El Rebollar y Venta del Moro (Comunidad Valenciana). Esta zona se caracteriza por un clima continental semiárido y un sustrato de margas calizas.

ESPECIES	DISPERSIÓN	DS	DN	TS	TN
<i>Alyssum simplex</i>	Barócora	+	+	+	+
<i>Anacyclus clavatus</i>	Balística	+	+	+	+
<i>Avena barbata</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Bromus rubens</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Centaurea aspera</i>	Zoócora	+	+	+	+
<i>Cichorium intybus</i>	Balística	+	+	+	+
<i>Convolvulus arvensis</i>	Barócora	+	+	+	+
<i>Diplotaxis eruroides</i>	Barócora	+	+	+	+
<i>Euphorbia serrata</i>	Mirmecócora	+	+	+	+
<i>Hordeum murinum subsp. leporinum</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Sonchus oleraceus</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Scabiosa simplex</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Bromus tectorum</i>	Anemócora		+	+	+
<i>Crepis vesicaria</i>	Anemócora		+	+	+
<i>Erodium cicutarium</i>	Barócora		+	+	+
<i>Calendula arvensis</i>	Zoócora			+	+
<i>Carduus pycnocephalus</i>	Anemócora			+	+
<i>Filago pyramidata</i>	Anemócora			+	+
<i>Medicago minima</i>	Zoócora			+	+
<i>Plantago albicans</i>	Barócora			+	+
<i>Scorzonera laciniata</i>	Anemócora		+		+
<i>Silene nocturna</i>	Balística		+		+
<i>Reseda phyteuma</i>	Balística	+		+	
<i>Pallenis spinosa</i>	Anemócora	+		+	
<i>Eryngium campestre</i>	Anemócora	+	+		
<i>Carthamus lanatus</i>	Anemócora				+
<i>Crepis foetida</i>	Anemócora				+

DN: desmonte norte, DS: desmonte sur, TN: terraplén norte, TS: terraplén sur. Mecanismos de dispersión: anemócora: por el viento; barócora: por la gravedad; zoócora: por los animales, excepto por las hormigas; mirmecócoras: por las hormigas; balísticas: por ‘catapulta’. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2010b.

Tabla 3. Listado de especies, con sus mecanismos de dispersión respectivos, que colonizan espontáneamente y de forma abundante los distintos tipos de taludes de la Autovía A3 situados entre las localidades de El Rebollar y Venta del Moro (Comunidad Valenciana). Esta zona se caracteriza por un clima continental semiárido y un sustrato de margas calizas (Continuación).

ESPECIES	DISPERSIÓN	DS	DN	TS	TN
<i>Foeniculum vulgare subsp. piperitum</i>	Barócora				+
<i>Linaria simplex</i>	Balística				+
<i>Papaver rhoeas</i>	Balística				+
<i>Senecio gallicus</i>	Anemócora				+
<i>Senecio vulgaris</i>	Anemócora				+
<i>Avena sterilis</i>	Anemócora			+	
<i>Erodium ciconium</i>	Barócora			+	
<i>Erodium malacoides</i>	Barócora			+	
<i>Hirschfeldia incana</i>	Barócora			+	
<i>Reseda undata</i>	Barócora			+	
<i>Aegilops geniculata</i>	Zoócora		+		
<i>Aegilops triuncialis</i>	Zoócora		+		
<i>Genista scorpius</i>	Barócora	+			
<i>Santolina chamaecyparissus subsp. squarrosa</i>	Balística	+			

DN: desmonte norte, DS: desmonte sur, TN: terraplén norte, TS: terraplén sur. Mecanismos de dispersión: anemócora: por el viento; barócora: por la gravedad; zoócora: por los animales, excepto por las hormigas; mirmecócoras: por las hormigas; balísticas: por ‘catapulta’. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2010b.

b. Rasgos funcionales de las especies colonizadoras

Según predice la teoría, los rasgos funcionales de las especies colonizadoras de taludes deberían reflejar las aptitudes de las plantas para superar las barreras que controlan el ensamblaje de las especies en estas laderas (dispersión, fijación, germinación, establecimiento y competencia).

Las comunidades de taludes típicas de las primeras etapas sucesionales se caracterizan por poseer una alta proporción de especies anuales de crecimiento rápido de carácter ruderal y arvense (Valladares *et al.* 2004; Figura 12). Por ejemplo, las comunidades de taludes de Málaga están compuestas en los primeros años por un 84% de especies anuales (terófitas, según la clasificación de Raunkiaer 1934) frente a un 11% de especies herbáceas vivaces (hemicriptófitas, según la clasificación de Raunkiaer 1934). A su vez, un 40% de las especies son ruderales y arvenses

frente a un 25% de especies propias de pastizales y herbazales nitrófilos (Matesanz *et al.* 2004).



Figura 12. Primeras etapas de la sucesión en un terraplén de la Autovía A-3 (Requena, Valencia). Una de las especies pioneras de mayor éxito en la colonización de este tipo de talud es la especie anual *Diplotaxis eruroides* (flor blanca) (Foto: Esther Bochet).

Al igual que en otros ecosistemas degradados, las especies pioneras en la colonización de taludes de infraestructuras lineales se caracterizan también por un sistema de dispersión eficaz a larga distancia, que les permite llegar desde las áreas circundantes de vegetación natural, y de mecanismos de fijación al sustrato. Así, en taludes de ocho años de edad en la Autovía A-3 (Comunidad Valenciana), se ha observado una sobrerepresentación de especies anemócoras en relación con las zonas adyacentes de vegetación natural (Bochet *et al.* 2007a; Tabla 3). También en laderas erosionadas de una zona semiárida de Teruel, con características similares y

que comparten muchas especies con los desmontes de la Autovía A-3 estudiados en Valencia, se han encontrado preferentemente especies capaces de dispersarse a larga distancia y de producir mucílago al contacto con el agua (Bochet *et al.* 2009). Estas especies se distinguen de las de las zonas circundantes de vegetación natural, que son incapaces de superar los filtros, por su gran inversión de recursos en la producción de semillas. A medida que avanza la sucesión, cabe esperar que aumente la proporción de especies que disponen de estrategias de resistencia con una mayor inversión, por ejemplo, en los órganos subterráneos (Guerrero-Campo *et al.* 2008).

IV. APLICACIÓN A LA RESTAURACIÓN

La restauración puede considerarse como un esfuerzo de manipulación consciente de los filtros ecológicos con el objetivo de acelerar o dirigir el proceso de colonización vegetal (Figura 13). Por lo tanto, la identificación de

los filtros ecológicos más limitantes para el establecimiento de la vegetación como paso previo a la toma de decisiones en un proyecto determinado, es sumamente importante para el éxito de cualquier restauración.

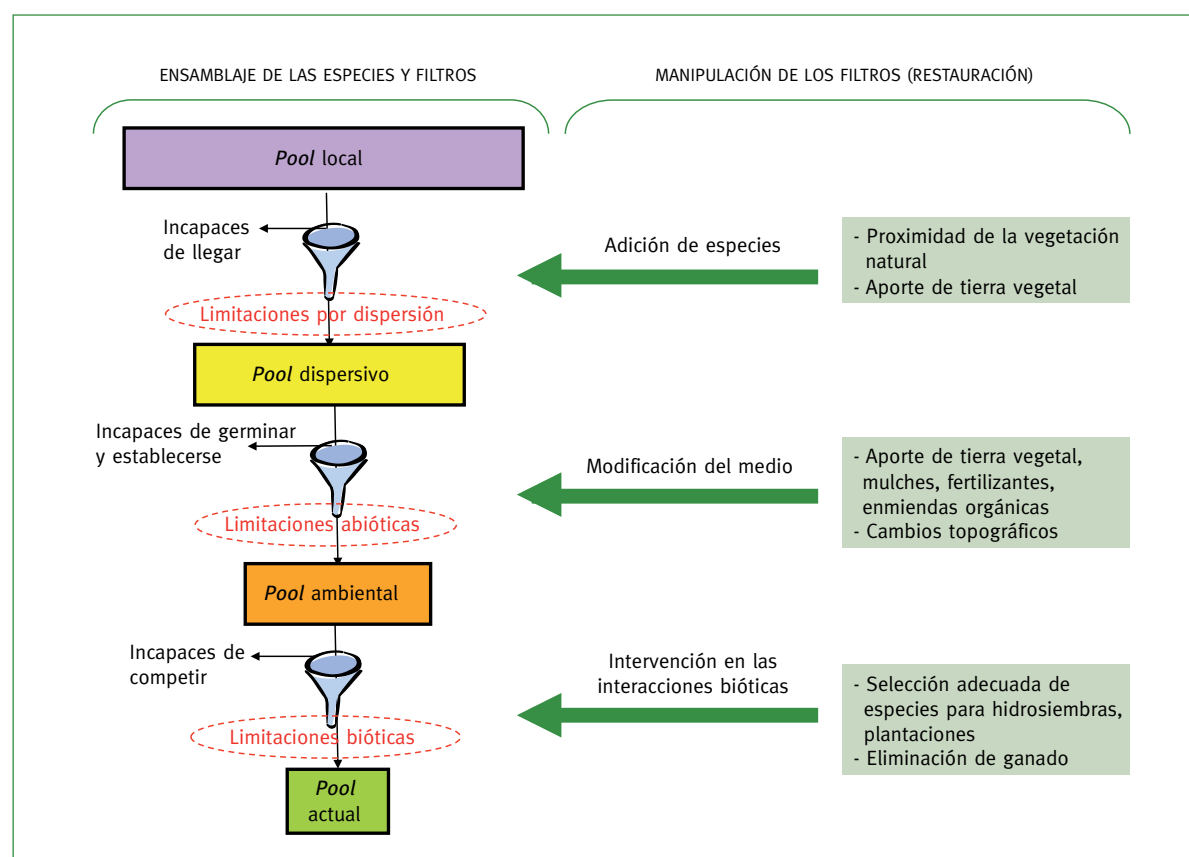


Figura 13. Proceso de selección y ensamblaje de las especies en comunidades a través de los tres filtros ecológicos y posibles medidas de restauración mediante manipulación de dichos filtros. Los rectángulos representan los *pools* de especies, los círculos los filtros y las flechas gruesas las posibles intervenciones del hombre para contrarrestar el efecto de los filtros.

La intervención activa sobre los filtros es necesaria cuando los procesos de colonización transcurren demasiado lentamente para poder alcanzar en un plazo aceptable los objetivos de la restauración o cuando el sistema ha sobrepasado un umbral de irreversibilidad (Halle y Fattorini 2004). Este último determina la capacidad del sistema para recuperarse por sí mismo. La perturbación sufrida por los ecosistemas durante las obras es tal que, en la mayoría de los casos, se supera el umbral de irreversibilidad.

A continuación, y sobre la base de los resultados obtenidos por distintos grupos de investigación, se describen en distintos tipos de actuaciones que permiten contrarrestar el efecto de los filtros, favoreciendo la entrada y el establecimiento de las plantas (Figura 13).

1. Proximidad y calidad de la vegetación natural circundante

La presencia de áreas de vegetación natural en la proximidad de los taludes que actúan como fuentes de semillas puede ayudar a paliar los efectos del filtro de la dispersión, puesto que favorece la entrada espontánea de especies desde la vegetación circundante y acelera los procesos de colonización en el talud. Cuanto más próximos estén los taludes de la matriz de vegetación circundante, mayor será la llegada y disponibilidad de semillas en el talud.

Matesanz *et al.* (2006) demuestran la efectividad de la colonización espontánea desde las zonas cercanas de matorral y cultivos en unos terraplenes de la Autopista A-7 en Málaga con pendientes inferiores a 27°, suelos relativamente ricos y aireados, y con un clima mediterráneo subhúmedo. Estos autores obtuvieron en terraplenes no tratados de reciente construcción y al menos durante los dos primeros años, una cobertura vegetal y una riqueza de especies elevadas, similares a las que se alcanzaron aplicando una hidrosiembra con una mezcla de especies comerciales (Figura 14).

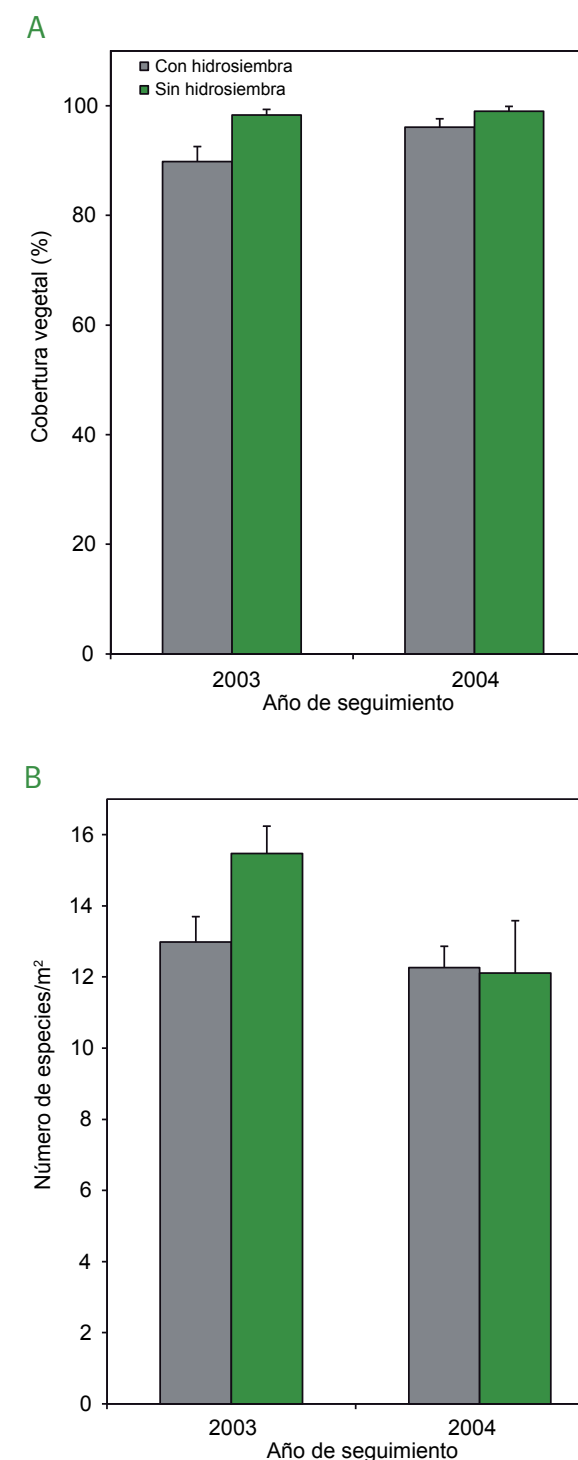


Figura 14. Influencia de la hidrosiembra (frente a la restauración pasiva) en la cobertura vegetal y riqueza de especies de terraplenes de la Autovía A-7 (Málaga). No se aprecian grandes diferencias entre los tratamientos 2 y 3 años tras la hidrosiembra (2003 y 2004, respectivamente). Modificado a partir de Matesanz *et al.*, 2006.

La importante contribución de las manchas circundantes de vegetación natural a la colonización de los taludes también queda reflejada en las Figuras 15 y 16, en las que se aprecian cambios en la composición florística de las comunidades de terraplenes de 0-2, 7-9 y 20 años de las autopistas de Madrid y de Málaga. Los resultados

de este estudio (García-Palacios *et al.*, *datos no publicados*) sugieren que la cercanía de manchas formadas por dehesas de *Retama sphaerocarpa* en Madrid y matorrales de *Chamaerops humilis* y *Ulex parviflorus* en Málaga constituye uno de los motores principales para guiar la sucesión de estas comunidades.

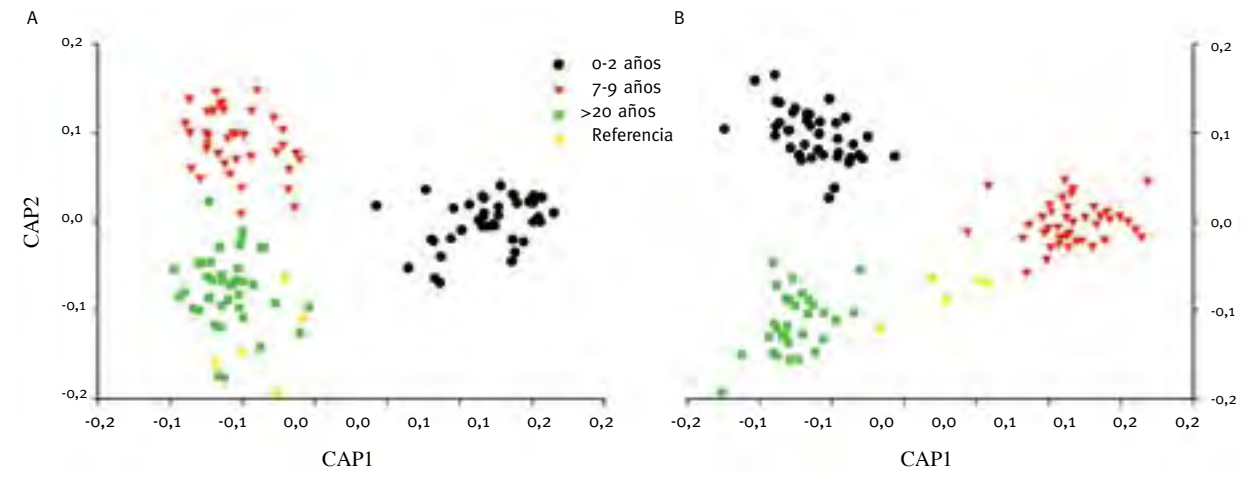


Figura 15. Cambios en la composición florística en distintos taludes de Madrid (A) y Málaga (B) de edades comprendidas entre 0 y 20 años. También se incluye la composición florística de la vegetación natural circundante, llamada 'referencia', en ambas localidades (dehesa de *Retama sphaerocarpa* para Madrid y matorrales de *Chamaerops humilis* y *Ulex parviflorus* para Málaga). Los dos ejes (CAP 1 y CAP 2) son el resultado de una ordenación (análisis canónico de coordenadas principales) realizada para representar gráficamente la composición de la vegetación. La distancia entre puntos representa la similitud en la composición florística. Datos de García-Palacios *et al.* (*datos no publicados*).

Bochet *et al.* (2007a) recomiendan que durante la ejecución de las obras se mantenga una banda de vegetación natural de al menos 20 m de ancho en la cabecera o al pie de los taludes. Además de tener implicaciones beneficiosas evidentes en el caso de la restauración pasiva, estas medidas contribuyen también a mejorar los resultados de los proyectos

de restauración activa acelerando el proceso de colonización. En caso de ausencia de vegetación natural circundante o de llegada insuficiente de semillas al talud, se pueden aplicar otras medidas que permitan incorporar las semillas de forma activa, como la adición de tierra vegetal o la hidrosiembra (apartados IV.2 y 3, respectivamente).

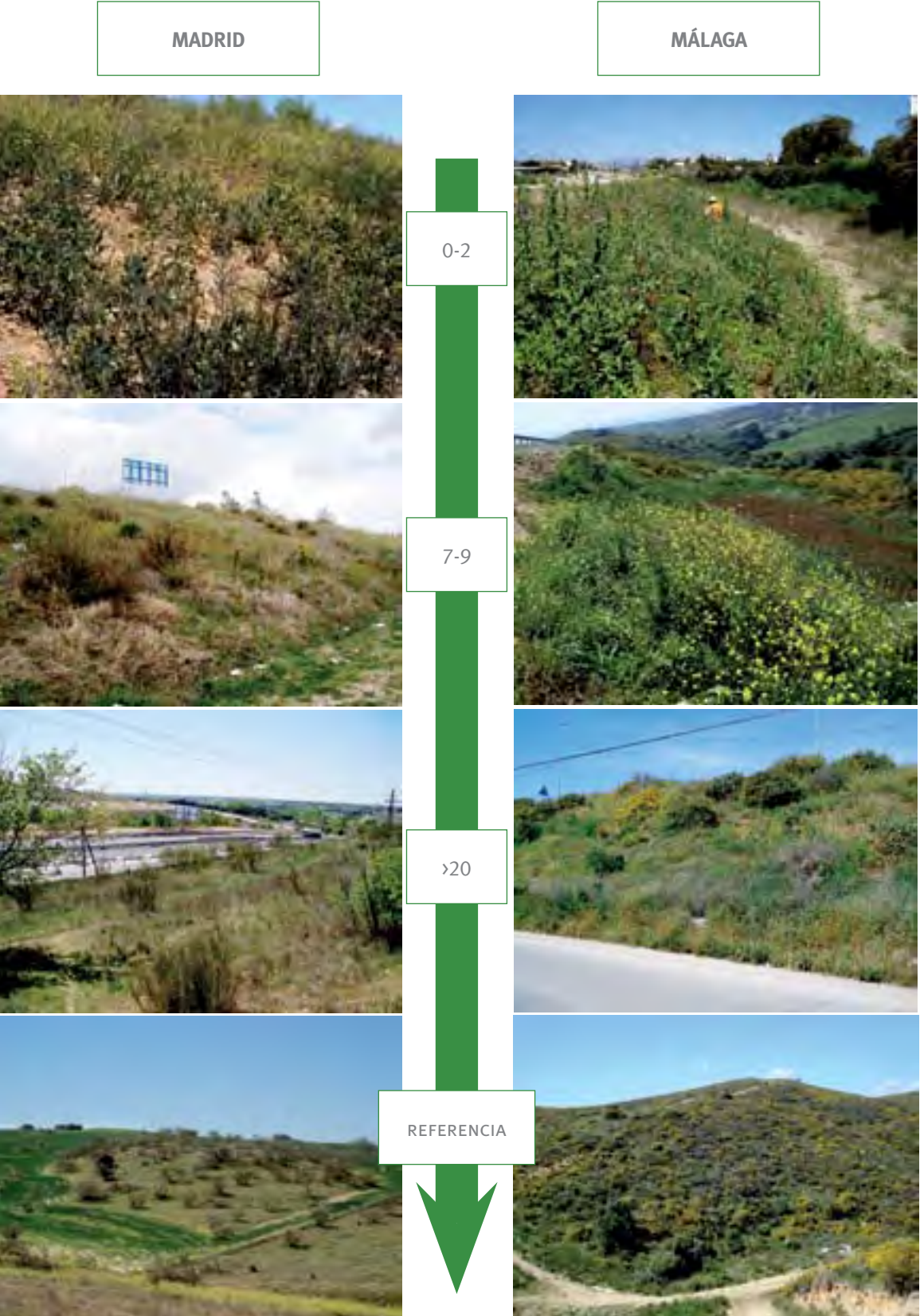


Figura 16. Cronosecuencia de terraplenes de distinta edad (de 0 a 20 años) en diversas autopistas de las provincias de Madrid y Málaga. Las últimas dos fotos representan las zonas circundantes de vegetación natural: una dehesa de *Retama sphaerocarpa* para Madrid y matorrales de *Chamaerops humilis* y *Pistacia lentiscus* para Málaga (Fotos: Santiago Soliveres Codina y Pablo García-Palacios).

2. Mejora del suelo y banco de semillas

Las limitaciones abióticas pueden ser suplidas mediante distintas técnicas de restauración que consisten en la aplicación en los taludes de mulches (Brofas y Varelides 2000), fertilizantes (Petersen *et al.* 2004), enmiendas orgánicas (de Ona y Osorio 2006) o tierra vegetal (Balaguer 2002) (véase Capítulo 6.3). Entre las diferentes medidas

existentes, la adición de tierra vegetal presenta la ventaja añadida de ser capaz de contrarrestar al mismo tiempo el filtro de la dispersión. En efecto, la tierra vegetal cumple la doble función de a) mitigar las malas condiciones abióticas del suelo por su mayor contenido en materia orgánica y microorganismos y b) aportar semillas al talud mediante el banco natural de semillas contenido en el suelo.

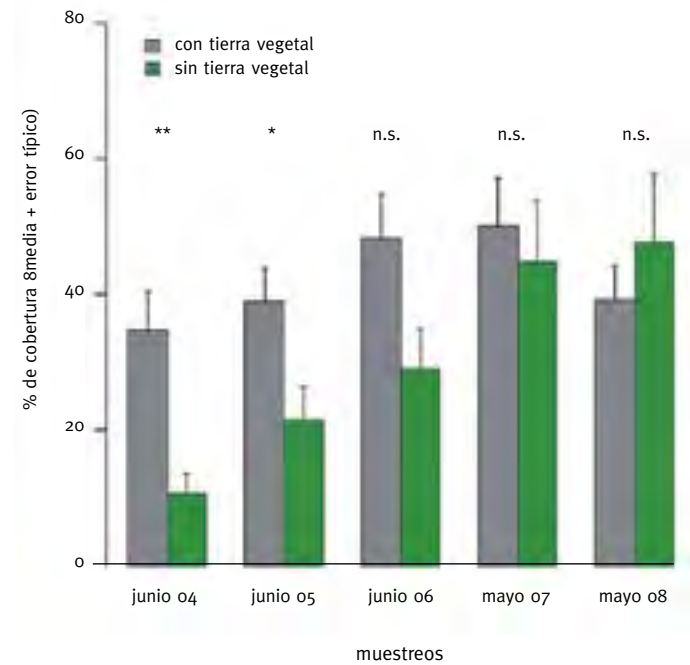


Figura 17. Influencia de la aplicación de tierra vegetal en la densidad de vegetación (media ± error típico) alcanzada a lo largo de 4 años en parcelas experimentales en terraplenes de la carretera N-330 (Utiel, Comunidad Valenciana). Los taludes se acabaron de construir en septiembre de 2003. *P ≤ 0,05; **P ≤ 0,01; n.s.: diferencia no significativa estadísticamente. Modificado a partir de Tormo *et al.*, 2009.

Un gran número de estudios en ambientes de características muy diversas destaca los beneficios de esta técnica para la restauración de taludes de infraestructuras lineales (Albaladejo *et al.* 2000; Holmes 2001; Bowen *et al.* 2005). Por ejemplo, Tormo *et al.* (2007) obtienen en taludes de la N-330 en Utiel (Valencia) que, al menos durante los dos primeros años, las coberturas vegetales en terraplenes en los que se ha aportado tierra vegetal son superiores que en terraplenes-control sin tierra vegetal (Figura 17). Las parcelas no tratadas tardaron tres años en alcanzar valores medios de cobertura vegetal equivalentes a los que se registraron el primer año en las parcelas con tierra vegetal. No obstante, en esta región con condiciones climáticas severas, las coberturas vegetales alcanzadas en el primer año tras la aplicación de la tierra vegetal (35%) son insuficientes para poder garantizar un

control eficiente de la erosión en caso de lluvias intensas (Gyssels *et al.* 2005; Bochet *et al.* 2010a). En estas condiciones, es aconsejable optar por un tratamiento que combina el aporte de tierra vegetal y la hidrosiembra de semillas de especies cuidadosamente seleccionadas para garantizar el éxito de la restauración (Bochet *et al.* 2010a; véase apartado IV.3). Valladares *et al.* (2004) también ponen de manifiesto la eficacia de la tierra vegetal, al menos durante los tres primeros años, en desmontes hidrosembados de baja pendiente (26°) de la autopista A-7 (Málaga) (Figura 18). Por otro lado, el beneficio a largo plazo del aporte de tierra vegetal ha sido evidenciado por Wali (1999), al observar, 45 años después del tratamiento, un grado de evolución de la vegetación varias décadas más avanzado en taludes de minería tratados con tierra vegetal que en aquellos no tratados.



Figura 18. El efecto de la adición de tierra vegetal en la cubierta vegetal en un desmonte hidrosembado de la Autopista de la Costa del Sol (Málaga) fue muy patente desde un principio, así como tres años después del tratamiento. La cobertura en las zonas con tierra vegetal fue muy superior a la de las zonas sin tierra vegetal durante todo el periodo de seguimiento (3 años). Extraído de Valladares *et al.*, 2004.

No obstante, el éxito de la aplicación de la tierra vegetal puede ser muy variable dependiendo de su manejo durante las operaciones de decapado, acopio y extendido del suelo (Balaguer 2002). Mola *et al.* (2011) demuestran que el aporte de semillas a los taludes mediante el banco natural de semillas contenido en la tierra vegetal es escaso con las prácticas actuales de manejo de la tierra vegetal y sugieren que la influencia positiva de la tierra vegetal en la revegetación de los taludes se debe, en gran medida, a la mejora de las condiciones abióticas del sustrato.

No obstante, los estudios sobre la estructura y dinámica de bancos de semillas en otros ambientes

proporcionan informaciones útiles para un manejo más adecuado de la tierra vegetal en los ambientes de taludes de carretera, con repercusiones beneficiosas sobre el rendimiento del banco de semillas. Por ejemplo, Traba *et al.* (2006) constatan en distintos ecosistemas de ambientes ácidos mediterráneos que la mayoría de las semillas viables se encuentran en los primeros 5 cm de profundidad del suelo (Figura 19). Otros estudios realizados en ecosistemas desérticos o en canteras de minería apoyan estas observaciones, puntualizando que el 80-90% de las semillas viables se encuentran en la capa más superficial del suelo, es decir, en los primeros 2 cm (Tacey y Glossop 1980; Kemp 1989).

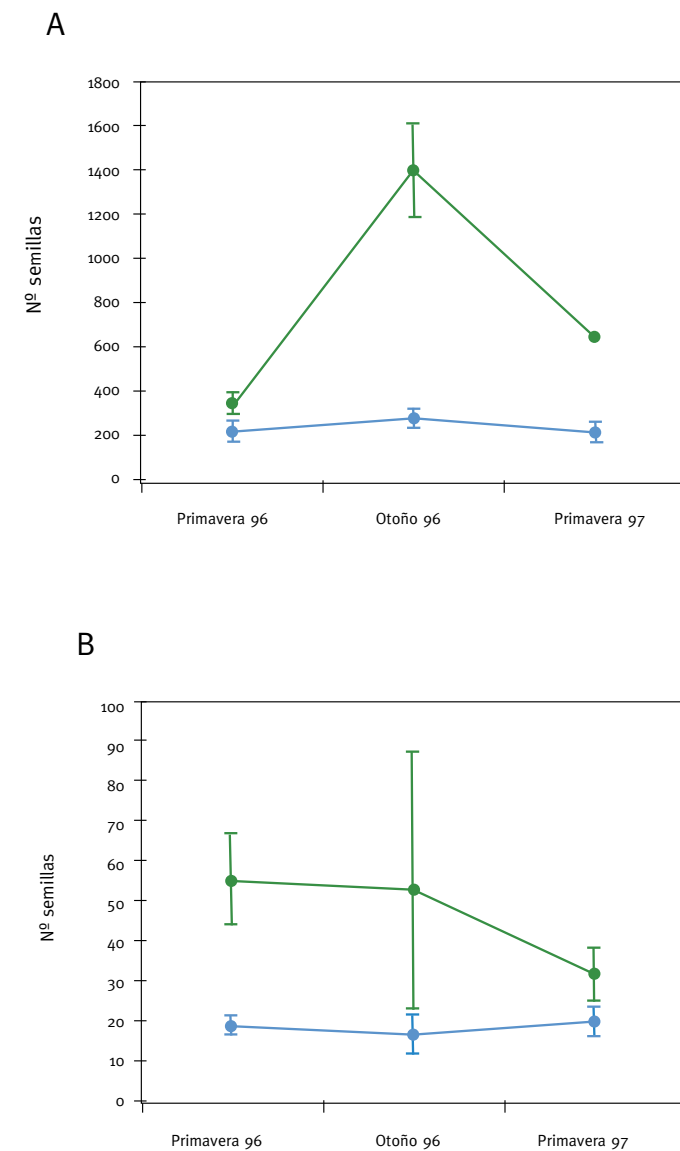


Figura 19. Número de semillas por sonda (16 cm³) en distintos ecosistemas de ambientes ácidos mediterráneos (verde: pastizales pastoreados, azul: matorrales sin pastoreo). Datos correspondientes a una superficie de muestreo de 320 cm² (20 sondas de 16 cm² en cada parcela) y una profundidad de suelo de 0-5 cm (gráfica A) y de 5-10 cm (gráfica B). Nótese las diferentes escalas de cada gráfica. Datos de Traba *et al.*, 2006.

Por otro lado, se ha constatado en ambientes mediterráneos que la cantidad de semillas viables en el banco del suelo presenta un ciclo anual con un máximo durante el verano, antes de que las primeras lluvias de otoño hayan provocado la germinación de la mayor parte de las anuales, y un mínimo al principio de la primavera, antes de que hayan producido semillas las especies vernaes (Ortega *et al.* 1997). Esta fluctuación es tanto mayor cuanto mayor es el grado de perturbación del sistema. Así, por ejemplo,

cuando se comparan pastizales a lo largo de un gradiente altitudinal de 500 a 1.800 m en la vertiente sur de la sierra de Guadarrama, se encuentra que los pastos dominados por anuales presentan una alta fluctuación intraanual que va desde 1.300 semillas viables/16 cm² en otoño a 250 semillas a principios de primavera, mientras que los pastos supraforestales presentan una fluctuación desde 300 semillas viables/16 cm² a 200 en las mismas épocas del año respectivamente (Figura 20).

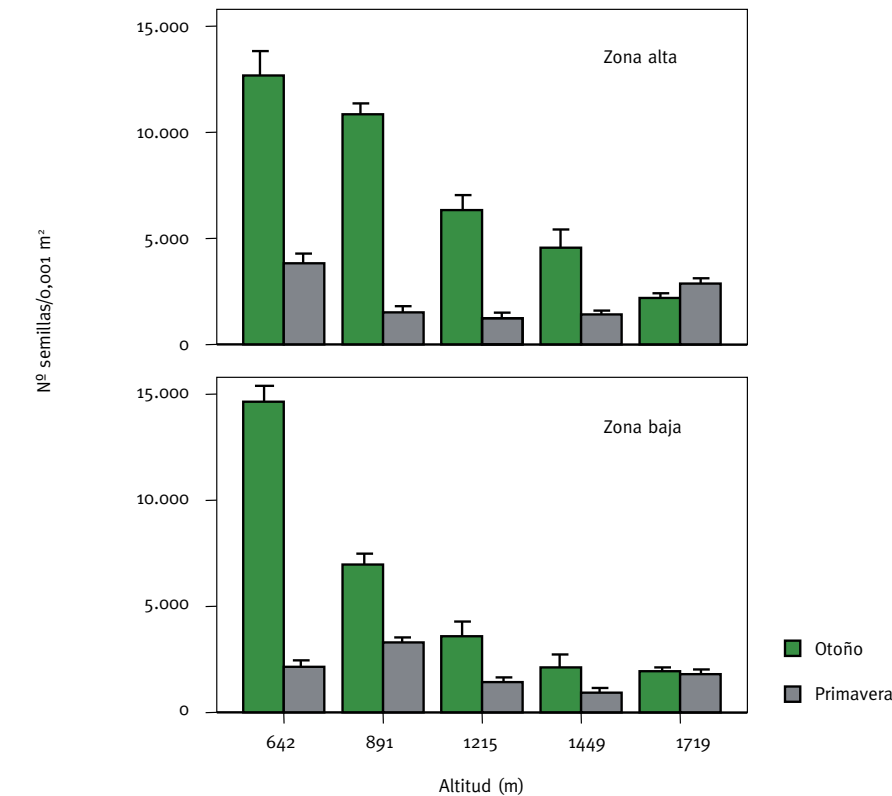


Figura 20. Media del número de semillas viables, en otoño y primavera, en los 10 cm superficiales de suelo. Las muestras fueron recogidas en parcelas pastoreadas de zonas altas y bajas de ladera, a lo largo de un gradiente altitudinal en la Sierra de Guadarrama (Madrid). Extraído de Ortega *et al.*, 1997.

Asimismo, diversos estudios indican que el espesor del suelo influye en la germinación de las semillas, con una profundidad óptima igual o inferior a 2 cm (Andrade *et al.* 1997; Torma y Hodi 2000; Traba *et al.* 2004). Estos estudios demuestran que espesores de suelo excesivos, superiores a 10 cm, pueden incluso inhibir la germinación de las semillas o la emergencia de los brotes.

En resumen, estos datos indican que para conseguir un rendimiento óptimo del banco de semillas en la tierra vegetal, se debe realizar un decapado superficial del terreno a desbrozar (de los primeros 5 cm, en lugar de los 20-25 cm que recomiendan los proyectos) al final del verano y antes de las primeras lluvias, y se debe aplicar una capa muy poco profunda de tierra vegetal (5 cm en lugar de los 30-35 cm que recomiendan los proyectos). No obstante, se necesita una maquinaria apropiada para garantizar un decapado superficial del suelo.

3. Selección de especies adaptadas a las condiciones de la zona a restaurar

Para mitigar los efectos de una restringida disponibilidad de semillas y favorecer el proceso de sucesión en los taludes, se recurre muy frecuentemente a la adición antrópica de semillas mediante hidrosiembra (véase Capítulo 7.4). Desafortunadamente, las especies seleccionadas para las hidrosiembras se limitan habitualmente a un reducido número de especies disponibles en el mercado (especies comerciales), y que se recomiendan indiscriminadamente para cualquier escenario geográfico, edáfico o climático (Balaguer 2002). Sin embargo, el éxito de las hidrosiembras reside en gran medida en una selección apropiada de las especies a sembrar. Estas tienen que ser capaces de superar los filtros ecológicos que controlan su establecimiento en el talud. Una vez superado el filtro de la dispersión gracias a la hidrosiembra, la incapacidad de muchas de las especies

incluidas en las mezclas de semillas comerciales de superar el filtro abiótico es una de las causas más frecuentes de fracaso. Como alternativa, se ha propuesto el uso de especies locales (del *pool* local externo; Figura 1) tras comprobarse en distintos ambientes mediante siembras experimentales que se establecen mejor que las especies comerciales usadas en mezclas estándares (Paschke *et al.* 2000; Prach 2003; Tinsley *et al.* 2006). Desde el punto de vista de la restauración del capital natural, en forma de bienes y servicios, el uso de especies locales es altamente recomendable por sus ventajas ecológicas y geomorfológicas, tales como la preservación de la integridad genética, la conservación de la diversidad local, la compatibilidad con otras especies locales y el control eficiente de la erosión (Petersen *et al.* 2004; Tinsley *et al.* 2006; Steinfeld *et al.* 2007).

No obstante, la teoría sobre los filtros ecológicos nos advierte que el uso de especies ‘locales’ (del *pool* local externo; Figura 1) no siempre garantiza el éxito de la revegetación. El experimento de Tormo *et al.* (2006) corrobora esta idea, dado que varias de las especies sembradas del *pool* local no fueron capaces de establecerse en las condiciones limitantes de los taludes (Figura 4). Por ello, Bochet *et al.* (2010b) proponen una metodología de selección de especies, basada en la idea de que aquellas especies capaces de colonizar espontáneamente y de forma abundante los taludes son especies idóneas, que están adaptadas

a las condiciones locales de estos y que presentan, por tanto, ciertas garantías de éxito para la revegetación de estas laderas. El proceso de selección se divide en dos fases. En primer lugar, la identificación mediante inventarios florísticos de las especies que colonizan con éxito los taludes y, en segundo lugar, la validación del proceso de selección mediante siembras experimentales a pequeña escala con las especies identificadas. Esta segunda fase es importante también para descartar problemas de competencia entre especies seleccionadas para las mezclas (Matesanz y Valladares 2007). Aplicando este método a taludes de la comarca de Requena-Utiel, Bochet *et al.* (2010b) identificaron, entre las especies del *pool* local externo, 41 especies capaces de colonizar espontáneamente y con éxito al menos uno de los cuatro tipos de taludes estudiados (terraplén norte, terraplén sur, desmonte norte, desmonte sur, Tabla 3). En la fase de validación, se demostró mediante una hidrosiembra en unos terraplenes de la N-330 (Utiel, Valencia), un mayor establecimiento de la vegetación con la mezcla de semillas de especies seleccionadas a partir de esa lista de 41 especies (‘colonizadoras con éxito’) en comparación con una mezcla de semillas de especies comerciales utilizada habitualmente en esta región para la revegetación de taludes (NTJ o8H 1996). Las densidades de cobertura vegetal fueron de 4 a 15 veces mayores, durante al menos los cuatro primeros años, para la mezcla de especies locales seleccionadas con este método (Figura 21).

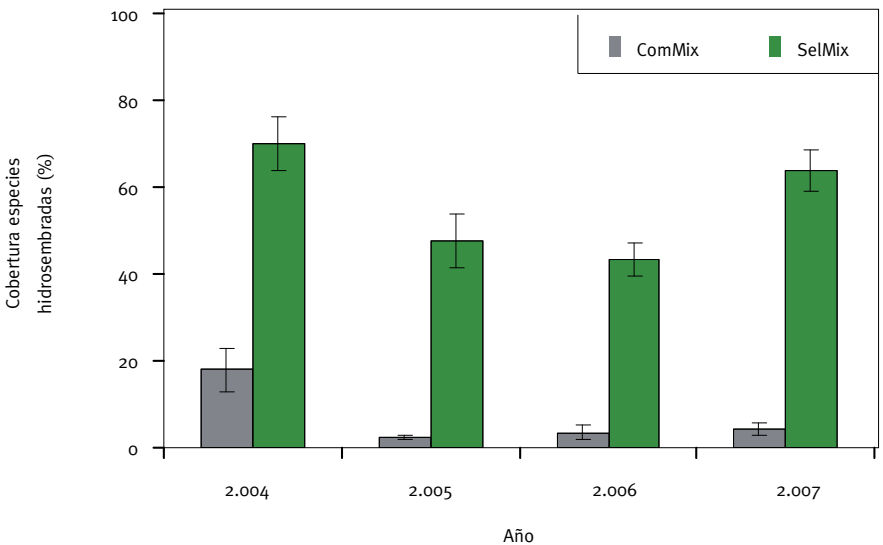


Figura 21. Cobertura vegetal (media $\pm$ desviación estándar) proporcionada por las especies sembradas incluidas en la mezcla de especies seleccionadas (SelMix, especies colonizadoras espontáneas con éxito) y en la mezcla estándar de especies comerciales (ComMix), durante los cuatro primeros años tras una hidrosiembra a pequeña escala. La hidrosiembra se realizó en septiembre de 2003. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2010b.

Evidentemente, este método garantiza el éxito de las especies seleccionadas únicamente para unas condiciones ecológicas y un tipo de hábitat similares a los de las zonas inventariadas. No obstante, dado que las especies son capaces de superar los filtros gracias a sus características funcionales (véase apartado III.4), la identificación de los rasgos funcionales asociados al éxito de las especies colonizadoras de taludes podría ser útil para la elaboración de unos criterios técnicos eficaces de selección de especies en un amplio rango de condiciones ambientales (Cano y Montalvo 2003; Karim y Malik 2008). Por ejemplo, Cano y Montalvo (2003) proponen una tipificación integrada de las plantas de las comunidades de desmontes de sustratos graníticos de la provincia de Pontevedra, incluyendo una evaluación de las aptitudes de los tipos encontrados para el control de la erosión. Los resultados de la evaluación muestran siete tipos distintos de plantas, que se discriminan por sus atributos relacionados con la adecuación ambiental, la protección aérea, la protección subterránea, la persistencia y el valor estético. Mediante este sistema de clasificación, se constata que el 96% de las especies colonizadoras de desmontes son poco exigentes en cuanto a nutrientes y presentan buenas aptitudes protectoras frente a la erosión (alta protección superficial y crecimiento horizontal rápido). Sin embargo, el 48% de las especies recomendadas para la restauración de estos ambientes tienen un valor protector global de bajo a muy bajo, bien por no estar adaptadas a las condiciones generales de los taludes, bien por no proveer suficiente protección superficial. Estos resultados y el bajo porcentaje de especies comunes (13%) entre las especies colonizadoras espontáneas y las recomendadas sugieren un deficiente conocimiento de las especies adaptadas, una limitada disponibilidad comercial y la existencia de criterios de selección inadecuados.

4. Utilización de las interacciones planta-planta para la restauración

La utilización de las interacciones positivas entre plantas en restauración tiene potencial para mejorar el éxito de los proyectos de restauración, reduciendo a su vez el gasto en mantenimiento de estos

lugares (Padilla y Pugnaire 2006). Más concretamente, las especies herbáceas, promovidas al principio de la restauración por su rápido crecimiento y su potencial para evitar la erosión, podrían facilitar el establecimiento de especies leñosas (Maestre *et al.* 2001), o incluso de otras especies herbáceas, dando lugar a incrementos en la diversidad y cobertura de las comunidades del talud. Sin embargo, el uso de estas especies herbáceas como plantas facilitadoras, ya sea de herbáceas o leñosas, permanece pobremente estudiado en estos medios. Las interacciones herbácea-herbácea en estos medios son completamente desconocidas y los escasos estudios sobre las interacciones herbácea-leñosa apuntan a que la competencia es más importante que la facilitación en estos medios (Soliveres *et al.*, *en revisión*; véase Capítulo 6.7).

5. Clave dicotómica para la toma de decisiones

En la Figura 22 proponemos una herramienta útil, en forma de clave dicotómica, para ayudar en la toma de decisiones para la restauración de taludes de carretera. Esta clave se basa en una primera propuesta de Matesanz *et al.* (2006), parcialmente completada a partir de varios trabajos presentados en este capítulo. En la clave se identifican cinco criterios principales para la toma de decisiones (el clima, el suelo, el tipo y la pendiente del talud, y la proximidad de zonas de vegetación natural).

La Figura 22 pone de manifiesto que uno de los mayores retos para el futuro reside ahora en la restauración de los desmontes con pendientes elevadas (>27°, y sobre todo >45°), en los que la ejecución del extendido de tierra vegetal representa una maniobra arriesgada y peligrosa y la aplicación de hidrosiembras no tiene éxito. El éxito de la restauración de estas laderas pasa por realizar cambios en la macrotopografía, reduciendo la inclinación, la morfología y la longitud de las pendientes, o en la microtopografía, aumentando la rugosidad del suelo y creando zonas de menor compactación, antes de poder aplicar cualquier medida complementaria de restauración que facilite el establecimiento de la vegetación (véase Capítulo 3).

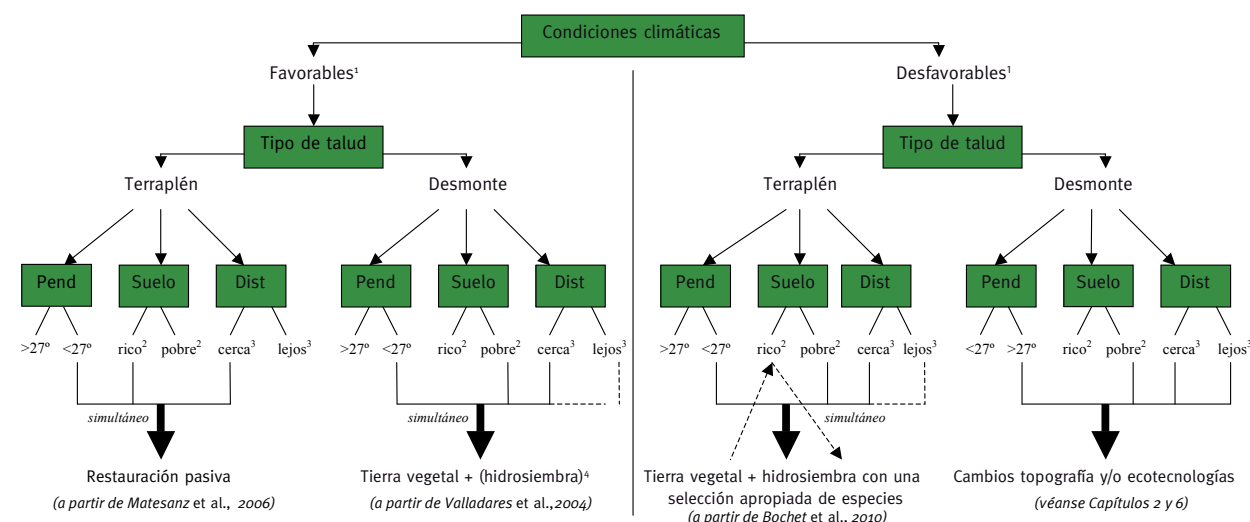


Figura 22. Clave dicotómica para la toma de decisiones en la restauración de taludes de carretera. Los criterios a tener en cuenta aparecen en los recuadros verdes: condiciones climáticas, tipo de talud, ángulo de la pendiente (Pend), condiciones del suelo (Suelo), y distancia a la vegetación natural circundante (Dist). Las líneas punteadas derivan de extrapolaciones indirectas.

1 Umbral de condiciones climáticas ‘favorables/desfavorables’: las condiciones climáticas son desfavorables a partir del momento en que existe un periodo largo en el que el crecimiento vegetativo no es posible o está fuertemente limitado por la sequía. Este punto crítico se da cuando hay más de tres meses seguidos de sequía o cuando la precipitación media anual es inferior o igual a 350 mm (en la Península Ibérica, condiciones de ombroclima semiárido o árido según Rivas Martínez 1983).

2 Umbral de suelo ‘rico/pobre’: un suelo es considerado pobre a partir del momento en que los 10 cm de tierra del talud que quedan expuestos a soportar la colonización vegetal están compuestos de tierra mineral que nunca ha estado expuesta a meteorización previamente (material litológico puro o tierra proveniente de horizontes de suelo no superficiales) o si existe una limitación edáfica especial (salinidad, contaminación, etc.).

3 Umbral de distancia del talud a la flora natural ‘cercana/lejana’: la vegetación natural se considera cercana en un intervalo de entre 0 m y mínimo 150 m desde el talud. Estos resultados se basan en el trabajo de Bochet *et al.* (2007a) en el que los autores no encuentran una limitación importante a la colonización por falta de propágulos en un intervalo 0 a 150 m desde el talud, aunque sí encuentran una segregación de las especies de acuerdo con su mecanismo de dispersión, viéndose favorecidas aquellas especies que se dispersan a larga distancia.

4 Valladares *et al.* (2004) consiguen buenos resultados con este tratamiento combinado de tierra vegetal + hidrosiembra. No obstante, podría ser que el único tratamiento de extendido de tierra vegetal fuese suficiente (y la hidrosiembra innecesaria) para alcanzar resultados similares.

V. CONCLUSIONES

En este capítulo, se ha puesto de manifiesto la importancia del conocimiento de los principios y teorías que rigen el desarrollo de las comunidades de ecosistemas degradados en el éxito de su restauración.

A partir de distintos estudios basados en el método científico, en primer lugar, se han identificado los filtros ecológicos que controlan la colonización y la sucesión en los taludes de infraestructuras lineales y, en segundo lugar, se han propuesto medidas de restauración eficaces, basadas en la manipulación de estos filtros, para distintos escenarios climáticos, topográficos, edáficos y paisajísticos.

Antes de tomar cualquier decisión en un proyecto de restauración, y siempre que sea posible, conviene llevar a cabo un estudio de las variables ambientales que condicionan la zona a restaurar (clima, suelo, topografía, flora, proximidad de la vegetación natural...). Esta prospección permitirá orientar la elección de las medidas más adecuadas y garantizar su viabilidad y rentabilidad en términos de coste/ beneficio.

No obstante, no siempre es necesario intervenir, ya que en ocasiones la colonización natural es suficiente para proporcionar una cobertura vegetal eficaz en el control de la erosión y la estabilización del suelo.

Además, cualquier actuación que favorezca los procesos espontáneos de colonización, regeneración y sucesión dará lugar a ecosistemas más sostenibles a largo plazo.

Las técnicas convencionales de extendido de tierra vegetal y/o hidrosiembra pueden proporcionar resultados satisfactorios siempre y cuando se optimice su rendimiento con un manejo apropiado de la tierra vegetal y/o con una selección adecuada de las especies hidrosebradas.

La revegetación de los desmontes de elevada pendiente sigue representando un reto importante para el futuro. También se hace necesario un mayor conocimiento sobre la evolución de las comunidades de taludes a medio y largo plazo.

Finalmente, los estudios enfocados a la restauración de taludes de carretera cobrarán realmente sentido cuando estén al alcance de los gestores con el fin de ser aplicados en restauración de los taludes de infraestructuras lineales.

VI. PREGUNTAS CLAVE

¿Es importante conocer los procesos ecológicos que determinan el ensamblaje de las especies en comunidades para la restauración de los taludes de infraestructuras lineales?

Sí. Los procesos ecológicos que determinan el ensamblaje de las especies pueden verse limitados en los taludes por una serie de factores (abióticos, bióticos o de disponibilidad de semillas), también llamados ‘filtros ecológicos’. La identificación de los filtros más limitantes al establecimiento de las plantas en estos ambientes es sumamente importante, como paso previo a la toma de decisiones, para el éxito de su restauración. Asimismo, la restauración consiste en la manipulación, conscientemente, del o de los filtros más limitantes con el objetivo de acelerar o dirigir el proceso de colonización vegetal.

¿La colonización espontánea de los taludes de infraestructuras lineales por algunas especies (y no por otras) se debe al azar?

No. La colonización de los taludes responde a un proceso de selección de las especies locales (de la zona) a través de los distintos filtros ecológicos. La selección de las especies se hace en función de sus características, que reflejan su capacidad para llegar, germinar, establecerse y competir en el talud.

¿Cuál es el factor más limitante para el establecimiento de las plantas en los taludes de infraestructuras lineales?

Las malas condiciones geomorfológicas, edáficas y biológicas que caracterizan habitualmente a los taludes al término de la obra suelen ser limitantes en las primeras etapas de la colonización de los taludes (germinación de las semillas y supervivencia de las

plántulas), sobre todo en desmontes y en climas secos. En las etapas posteriores de la sucesión, el filtro biótico (competencia) puede cobrar una mayor importancia, al menos en terraplenes y climas húmedos.

¿Cuándo actuar (restauración pasiva o activa)?

Las malas condiciones abióticas de los taludes al término de la obra comprometen en gran medida el éxito de una colonización rápida de estas laderas y, por tanto, también de una restauración pasiva. Solo en condiciones climatológicas, topográficas, geológicas y edafológicas muy favorables, se podrá optar por una restauración pasiva. Estas circunstancias se dan en presencia de precipitaciones y temperaturas adecuadas y de laderas de pendiente suave, sin afloramientos rocosos y suelos sin carencias nutritivas o problemas físicos importantes (nutrientes, compactación) y próximas a zonas de vegetación natural (véase Figura 22). Sin embargo, cuando al menos uno de estos factores sea menos favorable para el establecimiento de la vegetación, se optará por una restauración activa, con una cuidadosa elección de las técnicas de restauración más adecuadas en función de los filtros más limitantes en cada situación.

¿Cómo actuar?

Las medidas de restauración que se toman deben de estar dirigidas a contrarrestar el efecto del o de los filtros más limitantes al establecimiento de las plantas en cada circunstancia. Por ejemplo, una escasa disponibilidad de semillas debida a la ausencia de vegetación natural en las proximidades de los taludes puede ser suplida bien por la aplicación de una capa de tierra vegetal en buenas condiciones, que incluye el banco de semillas de las especies locales, bien por la hidrosiembra de semillas de

especies elegidas por su capacidad de adaptación a las condiciones del medio. La aplicación de tierra vegetal también permite contrarrestar las limitaciones derivadas de unas malas condiciones edáficas del suelo.

¿Cómo optimizar el contenido de semillas en la tierra vegetal?

En el trazado de la obra, extraer la capa superficial con una profundidad máxima de 10 cm, ya que por debajo de esta profundidad el número de semillas viables es mínimo. Esto supone el uso de una maquinaria apropiada para garantizar una extracción

superficial del suelo. En la medida de lo posible, coger la tierra vegetal al final del otoño cuando el contenido en semillas viables es máximo. Tratar de no almacenar la tierra vegetal, incorporándola a taludes recién construidos en zonas próximas a la extracción para maximizar la presencia de ecotipos adaptados a las condiciones climáticas y edáficas locales. En caso de que la tierra vegetal sea almacenada, hacerlo en montones pequeños y poco compactados, y si las semillas han germinado, esperar a que las plantas produzcan nuevas semillas que se incorporen al suelo. Extender la tierra vegetal en capas finas (menos de 5 cm), ya que semillas de herbáceas enterradas a más profundidad no serán capaces de emerger.

VII. ERRORES HABITUALES

Uso de especies ‘autóctonas’ en las hidrosiembras, independientemente de su capacidad de adaptación a las condiciones de los taludes

Desde hace unos años se recomienda incluir una proporción determinada de semillas de especies ‘autóctonas’ en las mezclas usadas en las hidrosiembras de taludes de carretera. Aunque son especies vinculadas a la zona, puesto que pertenecen al *pool* externo de especies locales, no suelen ser especies adaptadas a las condiciones abióticas de los taludes, al menos en las primeras fases de la sucesión. Suelen ser especies más propias de situaciones estables, que aparecen en estadios más avanzados de la sucesión vegetal. En este sentido, el término de ‘especies autóctonas’ usado extensamente en el contexto de la restauración de taludes de carretera debería hacer referencia a aquellas especies autóctonas pero asociadas a entornos y condiciones ecológicas similares al de los taludes, y no a las formaciones forestales o de máximo nivel de desarrollo características de la región (véase sección IV.3).

Uso de unas mismas mezclas de semillas en las hidrosiembras de taludes de distinto tipo y orientación

Dado que la intensidad de los factores que limitan el establecimiento de las plantas en los taludes varía en función del tipo y orientación de los taludes (erosión, competencia, compactación, disponibilidad de agua...) y que los filtros seleccionan a las especies en función de sus rasgos, las mezclas de semillas para las hidrosiembras deberían de

diseñarse tomando en consideración estas diferencias. No obstante, esta propuesta encarece los costes de la restauración, al mismo tiempo que ralentiza su ejecución. Una solución alternativa consistiría en elaborar mezclas de semillas que incluyan especies capaces de establecerse con éxito en todos los tipos y orientaciones de taludes de una misma zona (véase el ejemplo de especies en la Tabla 3 para la zona de la Autovía A-3, a la altura de la Plana de Utiel-Requena, en la Comunidad Valenciana).

Exclusión de la vegetación natural circundante en el proyecto previo de construcción y en la fase de restauración

En la mayoría de las ocasiones, la existencia de vegetación natural en los alrededores de la obra suele obviarse desde las fases iniciales de construcción de la infraestructura, ya que estas zonas no se consideran parte de la obra. Si a esto le sumamos las dificultades económicas que conlleva la inclusión de más terreno en el proyecto, la realidad es que pocas veces se aprovecha la presencia de manchas de vegetación natural como agente de restauración pasivo, e incluso se desbrozan para disminuir la probabilidad de incendios ocasionados por el tráfico. En este capítulo, se ha destacado los beneficios de determinados tipos de hábitat y de su proximidad al talud como fuente de semillas para la colonización de los taludes. La evaluación previa de estos indicadores (tipo de hábitat y distancia al talud) permitirá determinar si interesa incluir las zonas de vegetación natural cercanas en el proyecto de restauración del talud.

Uso de unas mismas técnicas de restauración para cualquier escenario geográfico, climático o edáfico

El uso habitual de ‘recetas’ generales para la restauración de los taludes de infraestructuras lineales se ha traducido en la utilización de unas mismas técnicas de restauración para cualquier escenario geográfico, climático o edáfico. Esto conduce a la aplicación de técnicas muy caras (p.e., hidrosiembras o esparcido de tierra vegetal), de las que se

podría prescindir en muchas ocasiones, bien porque las condiciones climáticas y edáficas permiten una colonización espontánea rápida a partir de la vegetación natural circundante, bien porque están condenadas al fracaso en condiciones extremas, como es el caso en los desmontes de elevada pendiente. Por tanto, para rentabilizar al máximo la inversión económica de los proyectos, se debe seleccionar concienzudamente la o las técnicas de restauración más apropiadas para cada circunstancia.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

Acosta, B. 2005. Comportamiento de los componentes aéreo y subterráneo de pastizales en diferentes condiciones ambientales. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

Albaladejo, J., J. Álvarez, J. Querejeta, E. Díaz, y V. Castillo. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation and Development* 11:315-325.

Alborch, B., P. García-Fayos, y E. Bochet. 2003. Estimación de los filtros ecológicos que controlan la colonización de taludes de carretera a partir del estudio del banco de semillas del suelo. *Ecología* 17:65-75.

Andrade, M.A., D.D. Pereira, G.V. Dornelas, y E.S.D. Santos. 1997. Influence of position and depth of sowing in the germination of seeds of *Caesalpinia leiostachya* Ducke. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Serie Botanica* 11:43-53.

Andrés, P., y M. Jorba. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8:268-275.

Andrés, P., V. Zapater, y M. Pamplona. 1996. Stabilization of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain. *Restoration Ecology* 4:51-60.

Balaguer, L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas* 11:72-82.

Basset, I.E., R.C. Simcock, y N.D. Mitchell. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30:827-833.

Bertness, M. D., y R.M. Callaway. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9:191-193.

Bochet, E., y P. García-Fayos. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12:166-174.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2007a. Road-slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15:88-96.

Bochet E., P. García-Fayos, B. Alborch, y J. Tormo. 2007b. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295:179-191.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Poesen. 2009. Topographic thresholds for plant colonization on semiarid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms* 34:1758-1771.

Bochet, J., J. Tormo, y P. García-Fayos. 2010a. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation and Development* 21:110-121.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2010b. Native species for roadslope revegetation: selection, validation and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18: 656-663.

Bowen, C.K., G.E. Schuman, R.A. Olson, y L.J. Ingram. 2005. Influence of topsoil depth on plant and soil attributes of 24-year old reclaimed mined lands. *Arid Land Research and Management* 19:267-284.

Brofas, G., y C. Varelides. 2000. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land Degradation and Development* 11:375-382.

Burke, M.J.W., y J.P. Grime. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77:776-790.

Campbell, D.R., L. Rochefort, y C. Lavoie. 2003. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology* 40:78-91.

Cano, A., R. Navia, I. Amezaga, y J. Montalvo. 2002. Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success. *Ecological Engineering* 18: 489-498.

Cano, A., y J. Montalvo. 2003. Tipos y estereotipos de plantas contra la erosión: evaluación multicriterio aplicada a taludes. Páginas 179-182. R. Bienes y M.J. Marqués, eds. *Control de la Erosión y Degradación del Suelo. Libro de Actas del I Simposio Nacional sobre Control de la Erosión y Degradación del Suelo*. Madrid 9-11 de julio de 2003.

Chambers, J.C., y J.A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 25:263-292.

Del Moral, R., y D.M. Wood. 1993. Early primary succession on the volcano Mount St. Helens. *Journal of Vegetation Science* 4:223-234.

De Ona, J., y F. Osorio. 2006. Application of sludge from urban wastewater treatment plants in roads' embankments. *Journal of Hazardous Materials* 131: 37-45.

Dzwonko, Z., y S. Loster. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19:195-204.

Enríquez de Salamanca, A., M.J. Carrasco, y J.M. Varela. 2004. Seguimiento de la eficacia de la restauración vegetal de los taludes de autovías. *Ingeniería civil* 134:27-35.

Espigares, T., y B. Peco. 1993. Mediterranean annual pastures dynamics: the role of germination. *Journal of Vegetation Science* 4:189-194.

Espigares, T., y B. Peco. 1995. Mediterranean annual pasture dynamics: the impact of drought. *Journal of Ecology* 83:135-142.

Fattorini, M., y S. Halle. 2004. The dynamic environmental filter model: How do filtering effects change in assembling communities after disturbance? Páginas

96-114. V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle, eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, D.C.

Garañeda-Bermejo, R., C. Martínez-Ruiz, y B. Fernández-Santos. 2002. Diversidad durante la sucesión en taludes de carreteras de la Provincia de Salamanca. Páginas 135-140. C. Chocarro, F. Santiveri, R. Fanlo, I. Bovet y J. Lloveras, eds. *Producción de pastos, forrajes y céspedes*. Edicions de la Universitat de Lleida, Lleida.

García-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. Páginas 309-334. F. Valladares, ed. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

García-Fayos, P., T.M. Recatalá, A. Cerdà, y A. Calvo. 1995. Seed population dynamics on badland slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 6:691-696.

García-Fayos, P., y A. Cerdà. 1997. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena* 29:73-83.

García-Fayos, P., E. Bochet, y A. Cerdà. 2010. Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant and Soil* 334:289-297.

Guerrero-Campo, J., S. Palacio, y G. Montserrat-Martí. 2008. Plant traits enabling survival in Mediterranean badlands in northeastern Spain suffering from soil erosion. *Journal of Vegetation Science* 19:457-464.

Gyssels, G., J. Poesen, E. Bochet, y Y. Li. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29:1-28.

Halle, S., y M. Fattorini. 2004. Advances in restoration ecology: Insights from aquatic and terrestrial ecosystems. Páginas 10-33. V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle, eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, D.C.

Hardt, R.A., y R.T.T. Forman. 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology* 70:1252-1260.

Heindl, B., y I. Ullmann. 1991. Roadside vegetation in Mediterranean France. *Phytocoenologia* 20:111-141.

Holmes, P.M. 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology* 9:71-84.

Karim, M.N., y A.U. Mallik. 2008. Roadside revegetation by native plants - I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering* 32:222-237.

Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164.

Kemp, P.R. 1989. Seed bank and vegetation processes in deserts. Páginas 257-281. M.L. Lek, V.T. Parker, y R.L. Simpson, eds. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, CA.

Kirkman, L.K., K.L. Coffey, R.J. Mitchell, y E.B. Moser. 2004. Ground cover recovery patterns and life-history traits: implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. *Journal of Ecology* 92:409-421.

Kirmer, A., y E.G. Mahn. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4:19-27.

Maestre, F.T., S. Bautista, J. Cortina, y J. Bellot. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11:1641-1655.

Maestre, F.T., R.M. Callaway, F. Valladares, y C.J. Lortie. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology* 97:199-205.

Martínez-Ruiz, C., R. Garañeda-Bermejo, y B. Fernández-Santos. 2003. Dinámica sucesional de la comunidad vegetal sobre taludes de carreteras, en función de la litología y la orientación. Páginas 1267-1279. CREA, ed. *España ante los compromisos del protocolo de Kyoto: sistemas naturales y cambio climático*. Edita Soft Congres, S.L., Barcelona.

Martínez-Ruiz, C., y R.H. Marrs. 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science* 10:333-342.

Matesanz, S., F. Valladares, D. Tena, M. Costa-Tenorio, y D. Bote. 2004. Ecología y riqueza florística de

las comunidades herbáceas espontáneas de taludes de carretera: ¿es siempre necesaria la hidrosiembra? *Actas del VII Congreso Nacional del Medio Ambiente*, Madrid, 2004. pp.1-7.

Matesanz, S., F. Valladares, D. Tena, M. Costa-Tenorio, y D. Bote. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from Southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14:297-307.

Matesanz, S., y F. Valladares. 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.

Mola, I., M.D. Jiménez, N. López-Jiménez, M.A. Casado, y L. Balaguer. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: Management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* doi 10.1111/j.1526-100X.2009.00547.x

Monsalve, M., E. Bochet, y F. Ingelmo. 2010. Capacidad de las raíces para penetrar sustratos compactados y detectar grietas. Metodología y aplicación a la colonización vegetal de laderas erosionadas en ambiente semiárido. *Cuaternalario y Geomorfología* 24 (1-2):47-61.

Navarro, J. 2002. Control de la erosión en desmontes originados por obras de infraestructura viaria: aplicación al entorno de Palencia capital. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Departamento de Ingeniería Forestal. 454 p.

Novák, J., y K. Prach. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6:111-116.

NTJ o8H. 1996. Implantación del material vegetal: hidrosiembras. Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña. Normas Tecnológicas de Jardinería y Paisajismo—NTJ. El Col·legi, Barcelona, Spain.

Ortega, M., C. Levassor, y B. Peco. 1997. Seasonal dynamics of mediterranean seed banks along environmental gradients. *Journal of Biogeography* 24:177-195.

Padilla, F.M., y F.I. Pugnaire. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:196-202.

Paschke, M. W., C. DeLeo, y E.F. Redente. 2000. Revegetation of roadcut slopes in Mesa Verde National Park, U.S.A. *Restoration Ecology* 8:276-282.

Peco, B., A.M. Sánchez, F.M. Azcárate. 2006. Abandonment in grazing systems: consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113:284-294.

Peco, B., L. Rico, y F.M. Azcárate. 2009. Seed size and response to rainfall patterns in annual grasslands: 16 years of permanent plot data. *Journal of Vegetation Science* 20:8-16.

Petersen, S., B. Roundy, y R. Bryant. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12:248-257.

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.

Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford.

Rivas Martínez, S. 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa* 5:33-43.

Sänger, H., y G. Jetschke. 2004. Are assembly rules apparent in the regeneration of a former uranium mining site? Páginas 305-324. V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle, eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, D.C.

Soliveres, S., F.T. Maestre, A. Escudero, P. García-Palacios, F. Valladares, y A. Castillo-Monroy. Predicted climate change effects in water availability and frequency affect the evolution of grass-shrub interactions in two communities under semi-arid conditions. *En revisión*.

Steinfeld, D.E., S.A. Riley, K.M. Wilkinson, T.D. Landis, y L.E. Riley. 2007. Roadside Revegetation: An Integrated Approach To Establishing Native Plants. Technical Deployment Report nº: FHWA-WFL/TD-07-005. Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation, Vancouver, WA. 413 p.

Tacey, W.H., y B.L. Glossop. 1980. Assessment of topsoil handling techniques for restoration of sites mined for bauxite within the Jarrah forest of Western Australia. *Journal of Applied Ecology* 17:195-201.

Temperton, V.M., R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle. 2004. Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice. Island Press: Washington, D.C.

Tena, D. 2006. Implicaciones funcionales y evolutivas de la estructura y dinámica de comunidades herbáceas de bordes de carretera. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología. 192 p.

Tikka, P.M., H. Högmander, y P.S. Koski. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16:659-666.

Tinsley, M.J., M.T. Simmons, y S. Windhager. 2006. The establishment success of native versus non-native herbaceous seed mixes on a revegetated roadside in Central Texas. *Ecological Engineering* 26:231-240.

Torma, M., y L. Hodi. 2000. Reproduction biology of Yellow Mignonette (*Reseda lutea* L.). *Journal of Plant Diseases and Protection* 57:159-165.

Tormo, J., E. Bochet, y P. García-Fayos. 2006. Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering* 26:224-230.

Tormo, J., E. Bochet, y P. García-Fayos. 2007. Road-fill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15:97-102.

Tormo, J., E. Bochet, y P. García-Fayos. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 18:79-90.

Traba, J., Azcárate, F. M. y Peco, B. 2004. From what depth do seeds emerge? A soil seed bank function experiment with Mediterranean grasslands species. *Seed Science Research* 14:297-303.

Traba, J., F.M. Azcárate, y B. Peco. 2006. The fate of seeds in Mediterranean soil seed banks in relation to their traits. *Journal of Vegetation Science* 17:5-10.

Valladares, F., y C. Alonso. 2001. Análisis ecológico de las medidas de revegetación de los taludes de la autopista de la Costa del Sol (Tramo A). Informe del proyecto TALMED (Ferrovia-Agroman, S.A.- CSIC).

Valladares, F., D. Tena, S. Matesanz, E. Bochet, D. Bote, M. Costa, P. García-Fayos, J. Tormo, y V. Alfaya. 2004.

Los herbazales de taludes de carreteras: ¿qué sabemos de este ecosistema emergente y qué deberíamos saber para su gestión? Actas del VII Congreso Nacional del Medio Ambiente, Madrid, 2004. pp. 33-42.

Valladares, F., y E. Gianoli. 2007. How much ecology do we need to know to restore Mediterranean ecosystems? *Restoration Ecology* 15:363-368.

Valladares, F., D. Tena, S. Matesanz, E. Bochet, L. Balaguer, M. Costa-Tenorio, J. Tormo, y P. García-Fayos. 2008. Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science* 19:381-399.

Van Dorp, D., P. Schippers, y J.M. van Groenendael. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology* 12:39-50.

Wali, M.K. 1999. Ecological succession and rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213:195-220.

Webb, C.O., D.D. Ackerly, M.A. McPeck, y M.J. Donoghue. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475-505.

Weiher, E., y P.A. Keddy. 1999. Ecological assembly rules: Perspectives, advances, retreats. Cambridge University Press, Cambridge.

Wilson, M. F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio* 107/108: 261-280.

Zobel, M., M. Otsus, J. Liira, M. Moora, y T. Mols. 2000. Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Journal of Ecology* 91:999-1007.

6

Introducción de especies leñosas

Pedro Villar-Salvador, Santiago Soliveres y José Luis Quero





CAPÍTULO 6

Introducción de especies leñosas

Pedro Villar-Salvador, Santiago Soliveres y José Luis Quero

I. OBJETIVOS DE LA REVEGETACIÓN CON PLANTAS LEÑOSAS. FACTORES LIMITANTES

Las infraestructuras lineales (autopistas, carreteras, caminos, vías del tren, etc.) generan numerosos impactos ambientales durante su construcción y explotación (Forman y Alexander 1998, Steinfeld *et al.*, 2007) (véase Capítulo 1). Por ello, uno de los objetivos de las obras de las infraestructuras lineales debe ser su integración ambiental y funcional en el territorio que atraviesan. La vegetación, tanto la surgida espontáneamente como la introducida activamente, desempeña un papel muy importante en dicho objetivo. No obstante, la revegetación activa también es importante para conseguir otros objetivos relacionados tanto con el mantenimiento de la integridad de la infraestructura como con la seguridad y comodidad de sus usuarios. Específicamente, los principales objetivos que se persiguen con la revegetación son (Forman *et al.*, 2003):

- a. Integrar la infraestructura en la dinámica ecológica del territorio circundante mediante la restauración o rehabilitación de funciones ecosistémicas, como la creación, mejora y protección del suelo, reducción de la escorrentía superficial, mitigación de la fragmentación de las poblaciones de organismos y catalización de la sucesión secundaria, así como la mejora de la calidad del agua emitida por la infraestructura.

- b. Mantener la integridad de la infraestructura y proporcionar una barrera de colisión eficaz y segura en caso de accidentes.
- c. Minimizar el deslumbramiento de los conductores, apantallar el ruido y los gases contaminantes y reducir el viento lateral.
- d. Eliminar los impactos visuales de las obras y mejorar la percepción estética de la infraestructura.

La implantación de una comunidad de plantas herbáceas es muy eficaz para algunas de estas funciones, como prevenir la erosión (Andrés y Jorba 2000), pero no para otras. Por ello, las plantas leñosas deben ser un complemento a las hierbas en los proyectos de revegetación de infraestructuras lineales. Sin embargo, en ambientes muy secos o cuando los suelos son muy pobres en nutrientes, el establecimiento de una cubierta de hierbas es difícil y lento. Ello es debido a que las hierbas en general y, particularmente, las que se utilizan en la restauración de infraestructuras lineales demandan una gran cantidad de recursos y son poco tolerantes a factores de estrés. Además, en ambientes mediterráneos, la hierba se marchita al final de la primavera incrementándose el riesgo de incendio, por lo que se hace necesario segarla, con el consiguiente incremento del coste de mantenimiento de la obra. En estos casos, las plantas leñosas no tendrían por qué ser solamente un complemento a las plantas herbáceas, sino una alternativa. La introducción de plantas leñosas permite no solamente acelerar la sucesión secundaria, garantizando a medio y largo plazo todas las funciones de protección frente a la erosión, estabilización del suelo y drenaje de agua. La ventaja de las especies leñosas frente a las herbáceas es que producen un sistema radicular mucho más profundo, extenso y resistente, favoreciendo una mayor consolidación y estabilidad del suelo si la densidad de planta es

suficientemente elevada. Además, a largo plazo reducirán el riesgo de incendio, porque la mayoría de ellas permanecen verdes durante el verano, y permiten crear manchas discontinuas de vegetación embebidas en una matriz de suelo desnudo, lo que reduce la propagación del fuego en caso de incendio. No conviene implantar formaciones mono específicas, ya que ecológicamente pueden ser menos funcionales, resistentes y resilientes frente a perturbaciones y factores de estrés. Tampoco es recomendable la eliminación total de la vegetación herbácea antes o durante la introducción de plantas leñosas, porque será fundamental para prevenir la erosión hasta que se consiga una cobertura adecuada de especies leñosas que pueda cumplir con dicha función. A la larga, las especies leñosas serán las que excluyan a las hierbas. A pesar de su importancia y la experiencia proveniente de la restauración forestal, las plantas leñosas no reciben la atención debida en los proyectos de restauración de infraestructuras lineales ni se dedican los recursos suficientes para su mantenimiento. El resultado son taludes con herbazales sempiternos con coberturas de leñosas muy pobres en los que se gastan importantes recursos en siegas y herbicidas para prevenir incendios.

El objetivo de este capítulo es abordar los principales factores limitantes y las prácticas que condicionan el establecimiento de las plantas leñosas en las obras de infraestructuras viarias. Pretendemos hacer énfasis en aquellos aspectos que, a nuestro juicio, son muy determinantes en la implantación de las plantas, identificar los principales errores y dar una base científica a la toma de las decisiones importantes.

Las principales limitaciones para la implantación de plantas leñosas en infraestructuras lineales y los factores que las determinan se recogen en la Tabla 1 (Steinfeld *et al.* 2007).

II. SELECCIÓN DE ESPECIES E IMPORTANCIA DE LA PROCEDENCIA DE LOS MATERIALES DE REPRODUCCIÓN

La selección de especies leñosas destinadas a obras civiles tradicionalmente se ha basado tanto en el potencial colonizador y la resistencia a condiciones

adversas de las especies como en criterios ornamentales, en detrimento de otros aspectos más importantes desde el punto de vista ecológico.

Tabla 1. Principales factores limitantes para el establecimiento de plantas leñosas en obras de infraestructuras lineales.

FACTOR LIMITANTE	¿QUÉ CAUSA LA LIMITACIÓN?
Disponibilidad de agua en el suelo	El régimen de precipitaciones y temperaturas de la zona, la orientación de la ladera y la posición en ella, el viento, la profundidad, textura y compactación del suelo, la vegetación preexistente
Disponibilidad de suelo y su estabilidad superficial	La intensidad de la precipitación, la pendiente y longitud de la ladera, las heladas, la vegetación preexistente, la pedregosidad superficial, la falta de tierra vegetal
Fertilidad del suelo y baja actividad de los organismos del suelo	El contenido de materia orgánica, textura, pH y salinidad del suelo, la vegetación preexistente, el tipo de roca madre, la posición en la ladera y la abundancia de organismos edáficos
Bajas temperaturas	La altitud, latitud y la orientación de la ladera
Depredación	Altas densidades de herbívoros
Ausencia de propágulos de plantas	Fuentes de propágulos alejados de la infraestructura lineal (Tormo <i>et al.</i> 2009) y la llegada de organismos dispersores a la infraestructura lineal. No obstante, en ciertas infraestructuras lineales fomentar la llegada de ciertos dispersores, como las aves, puede poner en peligro la seguridad vial y la de las aves
Competencia con plantas, especialmente de hierbas	La disponibilidad de agua y nutrientes minerales en el suelo

Los principales criterios que se deben tener en cuenta para la selección de especies leñosas para infraestructuras lineales son:

a. Las especies deben estar adaptadas a las condiciones ambientales del sitio de revegetación. Ello significa que deben sobrevivir, crecer y ser capaces de regenerar sus poblaciones sin ayuda, o con una intervención mínima, una vez establecidas. Para ello se deben seleccionar especies nativas y dentro de estas, emplear semillas o plántones de procedencias cercanas o, en su defecto,

compatibles con la zona a revegetar. Este criterio es importante para reducir tanto los costes de establecimiento y mantenimiento de la vegetación como el riesgo de expansión de especies invasoras (Steinfeld *et al.* 2007).

b. Entre el abanico de especies posibles, elegir aquellas cuyas características (p.e., porte, densidad de follaje, velocidad de crecimiento, capacidad de rebrotar, producción de frutos, etc.) satisfagan mejor los objetivos del proyecto. Por ejemplo, si se necesita crear una barrera viva en

una mediana de una carretera que evite el deslumbramiento de los conductores y detenga un vehículo que se salga de la calzada sin dañar a sus ocupantes, no se podrán utilizar ni árboles ni especies de muy bajo porte, como un tomillo (*Thymus* sp.) o un espliego (*Lavandula latifolia*).

c. Verificar que las semillas y plantas de las procedencias deseadas están disponibles en el mercado. No todas las especies están accesibles a costos económicos razonables debido a la dificultad de su producción en vivero a gran escala (Vallejo *et al.* 2003).

En relación con el primer criterio de selección, los atributos funcionales de las plantas son un aspecto fundamental para seleccionar las especies. Engloban las características morfológicas y fisiológicas que condicionan el uso del agua y el metabolismo energético y, por tanto, la supervivencia y crecimiento de las plantas. Por ejemplo, las diferencias en la arquitectura hidráulica (Martínez-Vilalta *et al.* 2002), la arquitectura de la copa (Esteso-Martínez *et al.* 2006), la profundidad de las raíces (Padilla y Pugnaire 2007) o las características foliares (Poorter y Bongers 2006) pueden determinar las diferencias de crecimiento y supervivencia de las especies en un contexto ambiental determinado. Dentro de las características foliares, el área específica foliar (SLA), que es el cociente entre el área y el peso seco de la hoja, tiene una gran trascendencia funcional, ya que se relaciona positivamente con la velocidad de crecimiento, la tasa de fotosíntesis y transpiración de las plantas y negativamente con la resistencia a la herbivoría (Ruiz Robledo y Villar 2005, Villar *et al.* 2008, Poorter *et al.*, 2009). Valores bajos de SLA indican hojas más densas y/o gruesas. Este tipo de hoja también suele tener una mayor capacidad de retener agua y una menor capacidad de transpiración, lo que confiere ventajas adaptativas en climas con escasez de agua como los mediterráneos (Cornelissen *et al.*, 1996, Antúñez *et al.*, 2001, Poorter *et al.*, 2009). Prueba de ello es que, en una plantación de especies leñosas mediterráneas en los taludes de una carretera del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro (Córdoba), se observó una relación negativa entre el área específica foliar y la supervivencia (Figura 1). Especies con hojas de bajo SLA, como *Quercus ilex* (encina), *Pistacia lentiscus* (lentisco) u *Olea europaea* var. *sylvestris* (acebuche) están mejor adaptadas a soportar la elevada insolación y temperatura de los taludes durante el verano, en contraposición con *Viburnum tinus* (durillo) o *Quercus faginea* (quejigo), que son especies predominantes en umbrías y,

por tanto, tienen hojas más finas que les permiten captar mayor radiación, pero no para retener agua.

En relación con la arquitectura hidráulica del tallo, el agua sube desde las raíces hasta las hojas a través de los conductos del xilema. La ascensión del agua es un transporte pasivo que se realiza aprovechando la fuerza de cohesión de las moléculas de agua y es fundamental que la columna de agua que va por el interior de los conductos no se rompa. De lo contrario, se formaría una embolia (esto es, aire en el conducto) que impediría el flujo de agua hasta las hojas. La embolia de los conductos del xilema es una de las principales causas de muerte en las especies leñosas (McDowell *et al.* 2008). En situaciones de sequía estival, la falta de agua en el suelo y la mayor transpiración foliar provocan tensiones en las columnas de agua de los conductos del xilema que pueden llegar a romperlas. La mejor manera de medir la resistencia del xilema al embolismo es mediante las curvas de vulnerabilidad (Sperry y Saliendra 1994) en las que se determina el potencial hídrico al que el tallo pierde el 50% de su conductividad hidráulica (P_{50}). Valores muy negativos de P_{50} indicarán elevada resistencia al embolismo (Martínez-Vilalta *et al.* 2002). En la repoblación de los taludes del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro que se mencionó anteriormente, se observó una relación positiva entre supervivencia y P_{50} , de forma que las especies más resistentes al embolismo presentaron mayor supervivencia que las especies menos resistentes (Figura 1).

En este estudio, cabe destacar el caso particular de *Retama sphaerocarpa* (retama), que es una especie con relativamente poca resistencia al embolismo ($P_{50} = -3$ MPa), pero con una gran supervivencia. Esto indica que, aunque la arquitectura hidráulica es muy importante para el funcionamiento de las plantas, no puede predecir perfectamente el potencial de supervivencia de una especie, dado que en un mismo sistema la adaptación de las plantas puede basarse en otras estrategias en las que otros atributos funcionales también pueden ser importantes (Miranda *et al.*, 2010). De ahí que recomendamos que la selección de especies, base en una combinación de varias características funcionales. En el caso de la retama, su alta supervivencia está relacionada con la formación de profundas raíces (Padilla y Pugnaire 2007) y con la falta de hojas que permite reducir la transpiración, concentrando la fotosíntesis en los tallos, los cuales, además, tienen valores bajos de SLA (Figura 1).

En conclusión, los rasgos funcionales pueden indicar la supervivencia potencial de las especies y, por ende,

es un buen criterio para su selección en trabajos de restauración. Por ejemplo, el durillo, con un alto SLA, hojas grandes y baja resistencia al embolismo, difícilmente soportará las condiciones de sequía y fuerte radiación durante el verano. Para la selección de especies, no es necesario cuantificar SLA o P_{50} . En la

literatura científica, existe cada vez más información sobre rasgos funcionales asociados a la supervivencia como los presentados aquí. Consultando los valores por especie de estos rasgos en la literatura científica, es posible establecer el potencial de supervivencia de las especies en condiciones adversas.

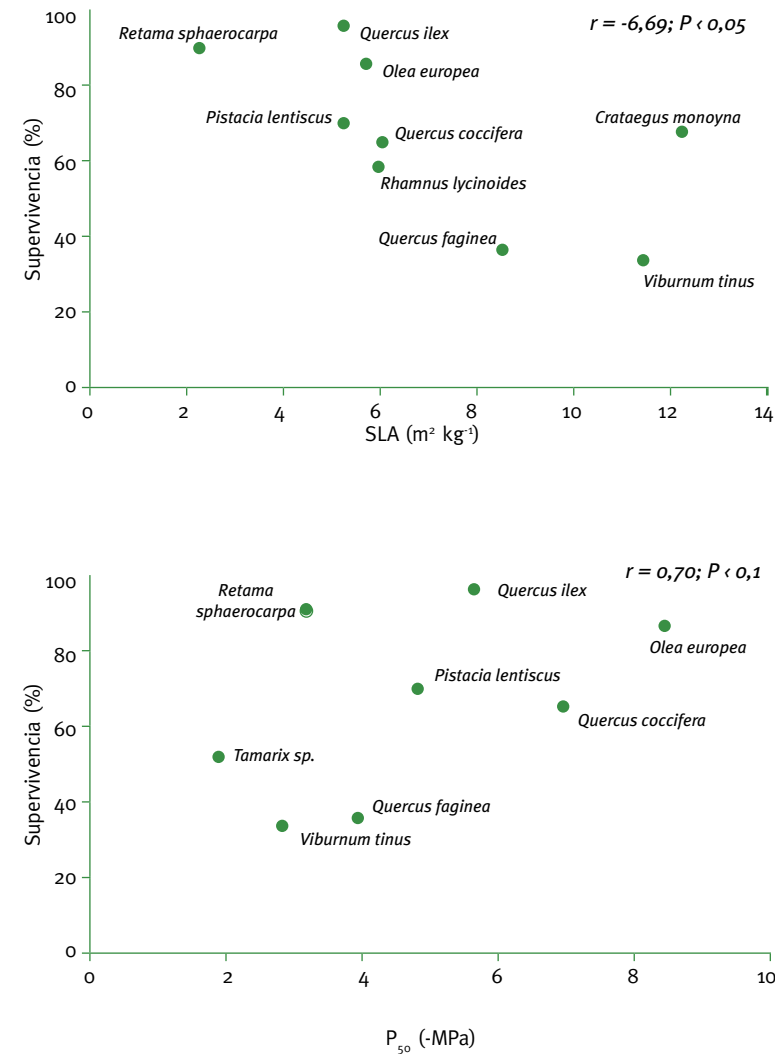


Figura 1. Relación entre la supervivencia y el área específica foliar (SLA) (panel superior) y el potencial hídrico en el que los tallos pierden el 50% de su conductividad hidráulica (P_{50}) (panel inferior) entre diferentes especies leñosas mediterráneas. Los nombres comunes de las especies son: retama (*Retama sphaerocarpa*), encina (*Quercus ilex*), quejigo (*Q. faginea*), coscoja (*Q. coccifera*), acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), taraje (*Tamarix sp.*) y durillo (*Viburnum tinus*). El punto blanco correspondiente a retama no se incluyó en el análisis de correlación (véase texto para más detalles).

Una vez seleccionadas las especies de plantas, es importante que para cada una se elija correctamente el origen o procedencia de los materiales de reproducción (MR). Los MR son las plantas, o sus partes, y las semillas que se usarán en el proyecto de revegetación. Muchas especies presentan variaciones funcionales entre poblaciones, dando lugar a ecotipos que tienen diferentes capacidades de respuesta a los factores abióticos y bióticos (Abrams 1994, Tognetti *et al.* 1997). Por ejemplo, los individuos de las poblaciones más húmedas de *Quercus suber* (alcornoque) presentan mayor mortandad al ser plantados en zonas secas que los individuos procedentes de poblaciones que experimentan mayor sequía en su lugar de origen (Ramírez-Valiente *et al.* 2009). Igualmente, el daño ocasionado por *Matsucoccus josephii*, una cochinilla endémica del Mediterráneo oriental, es mayor en las procedencias de *Pinus halepensis* (pino carrasco) del Mediterráneo occidental que en las orientales (Mendel 1984). Aunque las especies hayan sido bien seleccionadas, un proyecto de revegetación puede resultar un fracaso si se utilizan procedencias no adaptadas a las condiciones ambientales locales. Como recomendación genérica, lo ideal es usar MR de localidades próximas a la obra, pero a menudo no hay disponibilidad de dicho MR. En estos casos se puede emplear MR de localidades cuyas condiciones ambientales sean similares con la zona de revegetación.

La mayor parte de los países con sectores forestales importantes han desarrollado una legislación y

mecanismos administrativos para regular y controlar el uso de los materiales de reproducción entre regiones. Así, los países de la Unión Europea han definido regiones de procedencia para multitud de especies arbóreas y arbustivas (Alía *et al.* 2005). Dicha normativa solo es aplicable a trabajos silvícolas, por lo que, si se realiza una interpretación restrictiva, las obras de infraestructuras lineales no estarían sometidas a dicha legislación. Sin embargo, muchas obras atraviesan zonas de vegetación natural, por lo que el uso de MR de procedencias incompatibles con la zona de actuación no es aceptable, porque podría contaminar genéticamente las poblaciones naturales y propiciar la pérdida de adaptaciones locales. Si se desea integrar la infraestructura en la dinámica ecológica del territorio y garantizar el éxito del proyecto de revegetación a largo plazo, es esencial emplear procedencias compatibles con la zona donde se ha llevado a cabo la obra. Por ello, sería deseable que se exija en los pliegos de condiciones de la obra el control del origen y la calidad de los MR. Por ejemplo, algunos aspectos básicos que hay que considerar es evitar el uso de procedencias litorales en obras en zonas de clima continental, y en las especies indiferentes a la naturaleza química del suelo evitar usar procedencias de suelos básicos en zonas silíceas y viceversa. Los criterios esenciales de uso de los materiales de reproducción y las regiones de procedencia reconocida por la legislación española para materiales forestales de reproducción se pueden consultar en Alía *et al.* (2005).

III. MÉTODOS Y ÉPOCAS DE REVEGETACIÓN

1. Métodos de revegetación

La revegetación con plantas leñosas puede realizarse mediante la plantación de plantas cultivadas en vivero, introducción de fragmentos de plantas (raíces, rizomas y tallos) o mediante la siembra de semillas. La introducción de fragmentos vegetativos de plantas leñosas es menos habitual que los otros métodos. Se emplea para ciertas especies cuando no es posible producir plantas en vivero y/o la disponibilidad y capacidad de germinación de las semillas es muy reducida, restringiéndose su uso a ciertos trabajos de ecoingeniería, como la creación de fajinas, lechos de ramajes y empalizadas vivas (Schiechtel 1986, Steinfeld *et al.* 2007, véase el Capítulo 6 de este libro). Un requisito esencial para emplear material vegetativo es que enraíce fácilmente

y que la humedad en el suelo sea elevada durante períodos de tiempo prolongados. Así, las estaquillas de algunas especies arbóreas y arbustivas de los bosques de ribera, como *Populus nigra* (chopo), *P. alba* (álamo), *Tamarix* spp. (tarajes) y algunas especies de *Salix* spp. (sauces) enraízan fácilmente en el campo. Sin embargo, requieren suelos muy húmedos durante todo el año, por lo que su empleo en proyectos de revegetación se restringe a obras que se ejecuten en situaciones con elevada disponibilidad de agua como aquellas en zonas de clima atlántico o en obras próximas a las riberas de los ríos (Domínguez *et al.* 2004). También pueden implantarse por estaquillas *Olea europaea* (olivo) y algunos pequeños arbustos de la familia de las *Labiatae*, como *Lavandula* spp. (lavandas o espliegos), *Rosmarinus officinalis* (romero) y *Thymus* spp.



En esta lámina se muestran las 10 especies citadas en las dos gráficas de la figura 1: en la parte superior izquierda: majuelo (*Crataegus monogyna*) y taraje de flor pequeña (*Tamarix parviflora*), en la parte superior derecha: coscoja (*Quercus coccifera*), encina (*Quercus ilex*) y quejigo (*Quercus faginea*). En la imagen inferior y de izquierda a derecha: acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), lentisco (*Pistacea lentiscus*), espino negro (*Rhamnus lycioides*), retama (*Retama sphaerocarpa*) y durillo (*Viburnum tinus*). Autor: Ignacio Mola.



(tomillos). El empleo de material vegetativo directamente en el campo suele presentar menor supervivencia que el uso de plantas previamente cultivadas en viveros, especialmente cuanto más seco sea el ambiente de revegetación. En comparación con las siembras directas y las plantas producidas en vivero a partir de semillas, la revegetación con material vegetativo puede reducir la variabilidad genética de la población introducida. Por ello es importante recolectar el material vegetativo de una gran variedad de individuos madre (se aconsejan unos 50) y mezclarla en la obra. Además, en el caso de especies dioicas (con los sexos separados en distintos individuos, como el acebo (*Ilex aquifolium*) o los enebros y sabinas (*Juniperus sp.*), es importante mantener la proporción de sexos (Steinfeld *et al.* 2007).

Las siembras tienen sus ventajas e inconvenientes con respecto a las plantaciones (Tabla 2). Las siembras pueden ser puntuales en el espacio o realizarse en toda la superficie (siembras a hecho). En las siembras a hecho las semillas se aplican a voleo, tanto manualmente como con sembradoras acopladas a vehículos diversos, y se usa para especies de semillas medianas a pequeñas. Si se conocen *a priori*

las zonas favorables para la supervivencia (p.e., ‘sitios seguros’, *sensu* Harper *et al.* 1961), las siembras puntuales suelen optimizar los esfuerzos en la restauración, focalizando las siembras sólo en esas zonas. Las siembras puntuales suelen realizarse con especies de semillas grandes, como es el caso de las quercíneas, siendo fundamental proteger la semilla de los depredadores (véase apartado VII). Independientemente del método de siembra, la emergencia de las plántulas aumentará enormemente si las semillas se cubren con tierra o algún tipo de mulch. Sin embargo, es importante que las semillas no queden muy enterradas, aconsejándose que la profundidad a la que quede la semilla no exceda 1,5-2 veces su longitud (Peñuelas *et al.* 2002, Steinfeld *et al.* 2007).

La plantación de plantas cultivadas previamente en vivero tiene la ventaja de que son menos sensibles a factores de estrés abióticos y a la depredación que las siembras. En la plantación, los plantones deben introducirse verticales, la tierra debe quedar bien compactada alrededor del cepellón sin que existan bolsas de aire que puedan desecar las raíces, así como el nivel de la tierra debe quedar justo por debajo de las primeras hojas.

Tabla 2.
Ventajas y desventajas de las siembras con respecto de la plantación.

VENTAJAS
Son más baratas si se dispone de abundantes semillas de fácil germinación. No obstante, las siembras pueden encarecerse notablemente cuando se protegen de los depredadores con protectores individuales (véase apartado VII)
Son fáciles de ejecutar, al no precisarse mano de obra cualificada
Las plantas obtenidas no presentan deformaciones radicales, y ello puede favorecer el desarrollo lateral y en profundidad de las raíces, así como su conductividad hidráulica (Pemán <i>et al.</i> 2006)
DESVENTAJAS
Las semillas y plántulas recién emergidas presentan elevada depredación y mortandad, respectivamente (Matías <i>et al.</i> 2009, Gómez-Aparicio <i>et al.</i> , 2004), por lo que los resultados finales y el éxito de la revegetación son menos predecibles que con la plantación de plantas de varios meses de edad
No se puede utilizar para especies con baja capacidad germinativa o cuya germinación no sea coetánea o que se retrasa mucho en el tiempo. Esto restringe el uso de la siembra a aquellas plantas leñosas que producen gran cantidad de semillas, baratas y fáciles de germinar
No es aconsejable utilizar la siembra de plantas leñosas en zonas con elevado estrés ambiental y gran cantidad de depredadores de semillas
Si la siembra es un éxito y el porcentaje de planta emergida es elevado, se precisan aplicar aclareos para llegar a una densidad adecuada. Con la plantación, se controla mejor la densidad final

2. Épocas del año para la revegetación

Tanto la plantación como la siembra solamente se deben acometer durante determinados períodos del año en los que se garantice el enraizamiento de las plantas o la germinación de las semillas. El calendario de revegetación, por tanto, lo deben determinar los ritmos biológicos de las plantas y no el calendario de la obra civil. Los períodos adecuados para realizar las siembras o plantaciones deben decidirse teniendo en cuenta los períodos de estrés que limitan el desarrollo de las plántulas en la zona de trabajo. Como regla general, nunca debe revegetarse durante los períodos en los que las plantas estarán limitadas por escasez de precipitación y bajas temperaturas (Figura 2). Nunca se debe realizar una plantación si el suelo está seco. En la mayoría de las zonas de clima mediterráneo, el verano es el período de mayor estrés para las plantas. En zonas con bajas temperaturas invernales, el invierno también es otro período muy limitante.

La base ecofisiológica de la toma de decisión sobre la fecha de revegetación se fundamenta en que la capacidad de las plantas jóvenes para sobrevivir a la aridez estival depende en buena medida del desarrollo de un extenso y profundo sistema radical al comienzo del verano (Padilla y Pugnaire 2007, Cuesta *et al.* 2010a). Ello depende de la velocidad de crecimiento de las raíces de cada especie, pero también del momento en que se produce la revegetación. Si se realiza muy próxima al verano y el verano es seco, las plantas no tendrán tiempo suficiente para expandir su

sistema radical y sufrirán un fuerte estrés hídrico. Por otro lado, plantar cuando el suelo está muy frío no es útil, ya que las raíces de la mayoría de las plantas leñosas no crecen cuando la temperatura del suelo permanece por debajo de los 5-10 °C (Corchero de la Torre *et al.* 2002, Álvarez-Uría y Körner 2007). En zonas de clima mediterráneo, el crecimiento de las raíces es elevado en la primera mitad del otoño y en primavera, y en los sitios de clima atlántico el verano también puede ser un período de rápido crecimiento siempre que el suelo se mantenga húmedo (Lyr y Hoffmann 1967; Corchero de la Torre *et al.* 2002).

En la mayoría de las zonas mediterráneas, el período húmedo del año comprende desde mediados de octubre a finales de abril. En zonas de clima mediterráneo e inviernos suaves, se aconseja que la revegetación se haga pronto durante el período húmedo del año. En los lugares en los que el invierno es muy frío, la revegetación debe retrasarse hasta el final del invierno o a comienzos de la primavera (Figura 2), porque las heladas pueden matar las plántulas emergidas en otoño, en el caso de las siembras (Peñuelas *et al.* 2002), y descalzar y secar las plantas en el caso de las plantaciones. En este contexto, otra alternativa es adelantar la plantación y realizarse muy pronto en el otoño, pero para ello es fundamental que las precipitaciones otoñales hayan comenzado. En ambientes de clima atlántico donde los veranos no sean muy secos, las plantaciones se pueden realizar hasta el final de la primavera y comenzarse muy pronto en el otoño e incluso al final del verano.

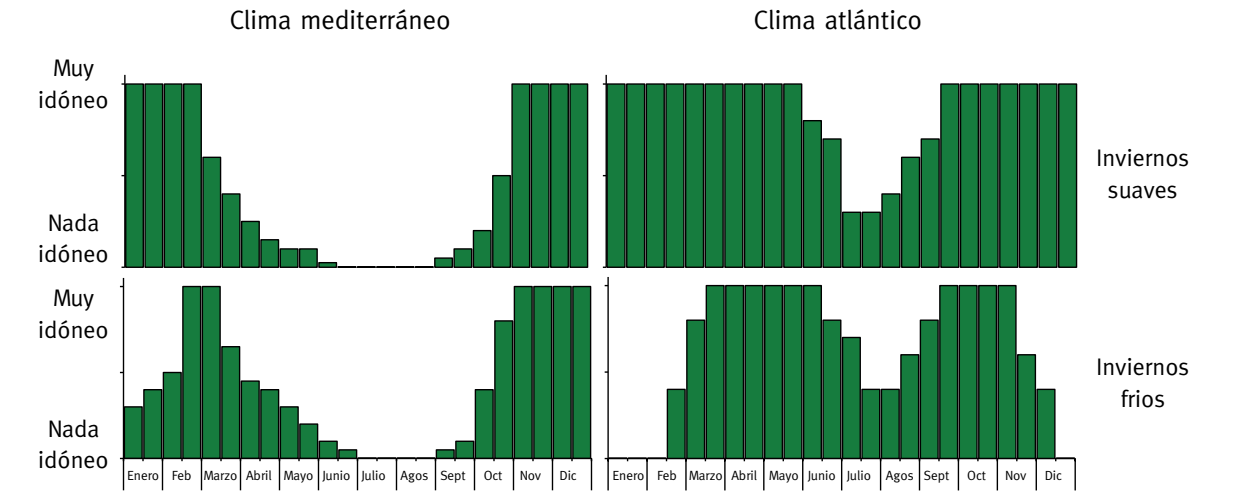


Figura 2. Esquema de los períodos idóneos de revegetación con plantas leñosas en zonas de clima mediterráneo y atlántico (columnas izquierda y derecha, respectivamente) tanto de inviernos suaves como de inviernos fríos, respectivamente (filas superior e inferior, respectivamente). La altura de la barra simboliza la idoneidad de la fecha de revegetación. Dentro de cada mes, se han diferenciado la primera y segunda quincena.

Un aspecto muy importante para decidir la época de plantación en climas de inviernos suaves es el hábito foliar de las especies (caducifolias frente a perennifolias). La plantación de caducifolias de invierno a partir de la segunda mitad del otoño y durante el invierno no propicia la formación de raíces durante este período, ya que el crecimiento principal de sus raíces no se produce hasta la formación de follaje en la brotación primaveral (Lyr y Hoffmann 1967; Sardá *et al.* 2005). Por tanto, para las especies caducifolias, las plantaciones deben retrasarse hasta unas semanas antes de la brotación. En cambio, las especies perennifolias sí pueden producir raíces durante el invierno, siempre que la temperatura del

suelo se mantenga por encima de los 5-10 °C (Lyr y Hoffmann 1967, Riedacker 1976, Corchero de la Torre *et al.* 2002), ya que en las especies perennifolias la formación de las raíces depende en buena medida de la fotosíntesis del momento (van den Driessche 1991b, Maillard *et al.* 2004). En los casos en los que la obra combine tanto especies caducifolias y perennifolias, se recomienda que se retrase la plantación hacia el final del período frío y se planten a la vez los dos tipos de plantas para reducir los costes de plantación. Por ejemplo, en muchas zonas de clima mediterráneo continental, este momento puede ser entre la segunda quincena de febrero y la primera quincena de marzo.

IV. CALIDAD MORFOLÓGICA Y FISIOLÓGICA DE LAS PLANTAS

Se considera que una planta es de calidad cuando es capaz de sobrevivir y crecer adecuadamente en un medio determinado y, por tanto, cumplir los objetivos establecidos en un plan de revegetación (Ritchie 1984, Villar-Salvador 2003, Cortina *et al.* 2006). La supervivencia y crecimiento de las plantas utilizadas en los proyectos de revegetación están ligados a su balance de carbono, agua y nutrientes minerales. Dicho balance depende, en última instancia, de los atributos morfológicos y fisiológicos de las plantas (Gaudet y Keddy 1988, Burdett 1990). A escala intraespecífica, las plantas pueden mostrar grandes diferencias en sus atributos funcionales dependiendo de la plasticidad fenotípica de la especie, la procedencia de la semilla y las condiciones ambientales durante el cultivo en vivero y el transporte al lugar de plantación (Coutts 1982, Balaguer *et al.* 2001, Vilagrosa *et al.* 2003, Mena-Petite *et al.* 2004, Villar-Salvador *et al.* 2004, Villar-Salvador *et al.* 2008, Cuesta *et al.* 2010a). No existe un único modelo de calidad de planta ideal para cada especie. Una planta con determinadas características funcionales puede ser válida para ciertos objetivos de revegetación, pero no para otros. Por tanto, de forma ideal, las características funcionales de las plantas deberían diferir en función de las características ambientales del lugar de plantación (Rose *et al.* 1990). La calidad de las plantas cambia en el tiempo, variando con su estado fenológico y su desarrollo ontogenético.

Por ejemplo, la resistencia a las heladas en muchas plantas del mundo templado se incrementa a lo largo del otoño e invierno y se reduce en primavera en respuesta a las horas de luz y la temperatura ambiental (Grossnickle 1992). La calidad de la planta también puede cambiar con su edad. Nicolás *et al.* (2004) observaron que los plantones de dos savias de *Quercus faginea* (quejigo) mostraron menor capacidad de producir nuevas raíces, supervivencia y crecimiento que los de una savia.

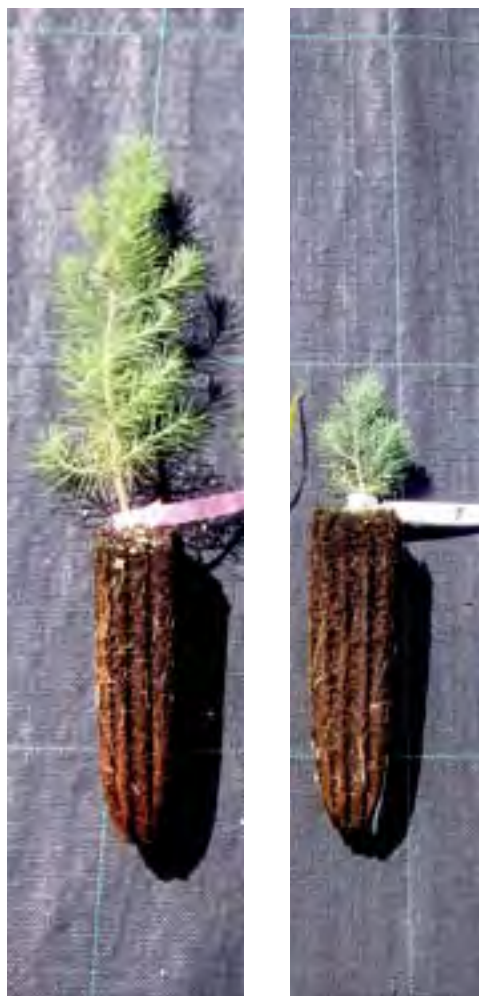
La importancia de la calidad de la planta en el éxito de un proyecto de revegetación se incrementa con el grado de estrés ambiental en el lugar de la plantación (del Campo *et al.* 2007, Cuesta *et al.* 2010a), si bien en situaciones de fuerte estrés ambiental otros aspectos del proyecto de revegetación, como la preparación del suelo y los cuidados posplantación pueden tener un papel más relevante que la calidad de la planta (Navarro *et al.* 2006a). Finalmente, las consecuencias del empleo de planta de baja calidad suelen ser muy aparentes a corto plazo. Pero, a veces, las consecuencias son solo aparentes muchos años más tarde, tal como sucede con las deformaciones radicales causadas por algunos tipos de contenedores, que reducen la estabilidad estructural de los árboles a largo plazo (Lindström y Rune 1999). En la Tabla 3 se recogen algunas recomendaciones básicas para garantizar un mínimo de calidad en las plantas.

Tabla 3. Recomendaciones básicas para garantizar un mínimo de calidad de planta en los trabajos de revegetación con plantas leñosas.

Utilizar preferentemente plantas cultivadas en contenedor que plantas cultivadas a raíz desnuda en plantaciones de zonas secas o muy frías. Las plantas cultivadas en contenedor casi siempre tienen mayor supervivencia que las cultivadas a raíz desnuda (South <i>et al.</i> 2005), especialmente en especies perennifolias
Evitar plantas con raíces severamente deformadas (Figura 3), especialmente en árboles, porque pueden comprometer la estabilidad estructural a largo plazo. En este sentido, no usar plantas cultivadas en contenedores que carezcan de sistemas antiespiralizantes, como las macetas troncocónicas empleadas en el cultivo de especies ornamentales. Esta exigencia probablemente sea menos importante para arbustos de pequeño porte
Usar plantas cultivadas en contenedores de al menos 250 ml para plantaciones de zonas secas. La supervivencia y crecimiento de las plantas están directamente relacionados con el volumen del contenedor (South <i>et al.</i> 2005, Tsakalimi <i>et al.</i> 2005, Domínguez-Lerena <i>et al.</i> 2006). En zonas húmedas se pueden usar contenedores más pequeños, pero la duración del cultivo (edad de la planta) deberá ser menor, especialmente en especies de rápido crecimiento
No usar plantas cuyos cepellones no estén consolidados, es decir, que el conglomerado de sustrato retenido por las raíces no se desmorone cuando las plantas se extraigan de las bandejas o durante la manipulación en la plantación
Rechazar plantas con podredumbres o plagas, y en el caso particular de las especies perennifolias, evitar plantas con follaje clorótico y senescente. Puede indicar que las plantas estén enfermas o tengan graves deficiencias nutricionales. En caso de enfermedades, estas pueden propagarse al resto de plantas del proyecto y a las poblaciones naturales circundantes
Desechar las plantas con heridas recientes en los tallos, especialmente en el cuello de la raíz
No emplear cultivos que tengan dos o más individuos por contenedor. En el campo competirán entre sí y tendrán menor vigor
Evitar plantas cuya parte aérea esté en crecimiento en el momento de la plantación. Tienen una escasa resistencia a factores de estrés, ya que las plantas en crecimiento relajan sus mecanismos de resistencia a factores de estrés
No llevar al campo plantas que han sido cultivadas en un invernadero sin que se hayan previamente aclimatado (endurecido) al menos un mes al aire libre y, a ser posible, expuestas a pleno sol
Evitar plantas que muestren un excesivo desequilibrio entre el tamaño de su parte aérea y radical. En general, no son recomendables tanto partes aéreas mucho más grandes que las raíces como lo contrario. A modo orientativo, un pino carrasco (<i>P. halepensis</i>) o una encina (<i>Q. ilex</i>) cuya altura sea de una a dos veces la altura del contenedor puede ser considerado normal. Valores más altos o inferiores no son recomendables. Una revisión de la importancia del tamaño de las plantas en su establecimiento en campo puede encontrarse en Navarro <i>et al.</i> (2006b). En general, dentro de los rangos de altura mencionados, las plantas de mayor tamaño normalmente tienen mayor supervivencia y crecimiento en campo que las más pequeñas (Villar-Salvador <i>et al.</i> 2004, Villar-Salvador et al. 2008, Cuesta <i>et al.</i> 2010a) (Figura 3)
Evitar plantas cuyos cepellones estén secos al salir del vivero o al llegar a la obra, así como plantas con gran cantidad de hierbas en los alvéolos
Evitar el uso de plantas cultivadas en viveros emplazados en localidades de inviernos suaves para proyectos de revegetación en localidades frías, aunque la procedencia del material de reproducción sea adecuada (Mollá <i>et al.</i> 2006). Si no queda más remedio que utilizar este tipo de planta, una solución es adelantar las plantaciones a mitad del otoño para que la planta se aclimate al frío en el campo

La calidad de una planta puede alterarse al ser llevada al lugar de plantación. El trato rudo de las plantas por los operarios o su desecación causada por un prolongado e inadecuado almacenamiento y transporte, así como una incorrecta plantación, son algunos de los factores que pueden mermar el vigor de la planta de mejor calidad y arruinar

A



B



C



Figura 3. (A) Detalle de dos plantones de una savia de pino carrasco de tamaño de la parte aérea y proporción de parte aérea con respecto a la parte radical muy distinta. La planta grande presentó mayor supervivencia y crecimiento plantado con alta densidad de hierba que la planta pequeña. (B) Plantones de *Quercus faginea* cultivados con crecientes niveles de fertilizante. Los dos plantones pequeños de la izquierda fueron cultivados con nada o muy poco fertilizante, mostrando menor supervivencia y crecimiento en campo que los otros tres plantones grandes que recibieron mayor fertilización durante su cultivo. (C) Detalle de una raíz revirada de *Pistacia terebinthus* por un mal manejo del cultivo (Fotos: Pedro Villar).

el proyecto de revegetación más esmerado (McKay 1997, Vallas-Cuesta *et al.* 1999, Landis *et al.* 2010). Por ejemplo, los plantones de *P. halepensis* reducen fuertemente su supervivencia y crecimiento cuando alcanzan un potencial hídrico al alba inferior a -2 MPa antes de su plantación (Vallas-Cuesta *et al.* 1999).

La desecación de las plantas durante el transporte y almacenamiento de la planta afecta menos a las plantas en contenedor que a las de raíz desnuda, ya que el agua almacenada en los cepellones retrasa su desecación (Mena-Petite *et al.* 2004). Por esta razón, es fundamental que los cepellones de las plantas en contenedor estén bien hidratados al salir del vivero y en el momento de la plantación, aunque ello suponga un incremento de los costes de transporte. Finalmente, las plantas almacenadas en la obra deberán mantenerse regadas si no van a ser plantadas inmediatamente.

Las plantas se deben transportar al lugar de trabajo sin que se recalienten y des sequen. Por ello, no deben exponerse al viento ni al sol. Las plantas a raíz desnuda deben transportarse envueltas en bolsas de papel o algún material semipermeable o en cajas de cartón. Lo ideal es que se transporten refrigeradas. Si las plantas a raíz desnuda no van a ser usadas inmediatamente al llegar a la obra, deberán ser aviveradas o guardadas en una cámara refrigerada (Landis *et al.* 2010). En el caso de las plantas en contenedor, deberán permanecer almacenadas en lugares frescos y sombreados (pero no a oscuras) hasta su uso, debiéndose programar bien los trabajos de plantación para minimizar el período de almacenamiento y evitar así la desecación de la planta.

Muchas plantas desarrollan interacciones mutualistas con los microorganismos del suelo. Las simbiosis con hongos (micorrizas) son de las más importantes y facilitan a la planta la toma de nutrientes minerales y agua, lo que es importante para superar las épocas de sequía y vivir en suelos pobres. A cambio, las micorrizas reciben carbohidratos formados por las plantas (Moora y Zobel 2010). Las poblaciones de microorganismos del suelo son muy reducidas en lugares muy

degradados o en las obras que han usado materiales estériles para la construcción de terraplenes y donde no existe tierra vegetal. Ello, unido a la pobreza de nutrientes del suelo y las condiciones de elevado estrés hídrico, dificulta aún más la colonización de las plantas leñosas, especialmente las de etapas intermedias y tardías de la sucesión. Por tanto, puede ser recomendable la introducción de estos microorganismos, ya sea mezclando esporas con la siembra, o mediante la plantación de individuos previamente micorizados en el vivero. Esta última opción es más recomendable, por ser más barata, a la vez que actúa como fuente de esporas para toda la zona (Moora y Zobel 2010). No obstante, la mayoría de las plantas cultivadas en viveros se micorizan solas durante su cultivo con micorrizas típicas de vivero o incluso de hongos más frecuentes en ambientes forestales si los viveros se localizan en la proximidad de masas forestales. Las micorrizas y otras simbiosis con otros microorganismos pueden aumentar el crecimiento y la supervivencia de los individuos introducidos (Titus y del Moral 1998, Requena *et al.* 2001, Thrall *et al.* 2005, Domínguez *et al.* 2006), a la vez que facilitan la formación de redes de micelios que ayudan a fijar el suelo y la colonización de las raíces de otras especies (Dodd 2000). Además, confieren ventajas a especies normalmente más tardías en la sucesión (p.e., leñosas o herbáceas perennes de vida larga) frente a especies pioneras, como las hierbas anuales. Por ejemplo, *Salsola kali*, una planta anual problemática en los taludes de las carreteras porque la mata seca pone en peligro a los conductores al rodar sobre la calzada, se mostró más competitiva que las especies herbáceas perennes cuando estas no se hallaban micorizadas. Sin embargo, la inoculación con micorrizas hizo que las plantas perennes fueran más competitivas que *S. kali*, reduciendo notablemente su presencia en la comunidad (Allen y Allen 1984).

V. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS PLANTAS

Los factores ambientales importantes para la vida de los organismos pueden variar en el espacio a escalas muy diversas, desde variaciones a escala regional hasta variaciones muy pequeñas, de apenas unos centímetros (Lechowicz y Bell 1991). Estas variaciones deben ser tenidas en cuenta a la hora de distribuir en el espacio las plantas. Por ejemplo, la orientación de los taludes o la posición dentro del talud conlleva cambios en la disponibilidad de recursos y condiciones ambientales que deben ser consideradas para decidir la localización de las diferentes especies, la

densidad y la distribución de los individuos. Muy frecuentemente se organizan los individuos según distribuciones regulares (p.e., cuadrangular, rectangular, tresbolillo, lineal). Sin embargo, dichas distribuciones limitan la posibilidad de incorporar la variación espacial en los factores ambientales que ocurre a escalas pequeñas (Beckage y Clark 2003). La revegetación basada en la introducción de plantones irregularmente espaciados o formando manchas que imiten la distribución de la vegetación natural puede favorecer el desarrollo de 'islas de recursos',



Talud de terraplén de 30 años de antigüedad de una carretera comarcal de la provincia de Málaga. En la parte superior de la fotografía se puede apreciar la presencia de distintas especies de leñosas del género *Ulex* (Foto: Pablo García-Palacios).

mejorar el banco de semillas y facilitar el reclutamiento de nuevas plantas, acelerando la dinámica sucesional (Maestre 2003). Además, conocer *a priori* la distribución espacial de los factores ambientales puede ayudar a seleccionar los mejores lugares de plantación y maximizar la supervivencia (p.e., ‘recruitment hotspots’ *sensu* Hampe *et al.* 2008). También se pueden crear manchas de un alto contenido en recursos mediante fertilización localizada en puntos concretos, o bien mediante la construcción de microcuencas u otras estructuras de retención de agua (véase Capítulo 6). De este modo, las tareas de revegetación podrían centrarse en estas manchas, optimizando así los recursos y evitando plantar o sembrar en zonas donde la probabilidad de marras se incrementa. Por ejemplo, en un estudio espacial a pequeña escala de las propiedades edáficas, Maestre *et al.* (2003) observaron que las manchas con alta proporción de suelo desnudo, alto contenido de arena o alta resistencia a la penetración comprometerían la supervivencia de los plantones. A modo de ejemplo, las especies leñosas pioneras y tolerantes al estrés pueden ser introducidas en zonas donde se ha eliminado la hierba, en micrositios más xéricos como zonas convexas o con peores suelos, laderas en solana. En cambio, las plantas leñosas intermedias y tardías de la sucesión o aquellas que tengan altos requerimientos en recursos y baja tolerancia a la sequía se deberían plantar en parches con elevado contenido de recursos, en sitios que tengan suelos más profundos, poca pedregosidad, exposiciones de umbría o las zonas bajas de los taludes, que almacenan más humedad y nutrientes. Las zonas del talud con rocas, en principio, no necesitan recibir ninguna actuación. De este modo, se pueden conseguir

VI. PREPARACIÓN DEL SUELO

La compactación del sustrato es uno de los factores que más dificulta el establecimiento de la vegetación leñosa, al limitar la infiltración de agua y la penetración en profundidad de las raíces, la aireación y el volumen útil de suelo para las plantas (Bejarano *et al.* 2010). Para mitigar estos efectos es muy importante realizar una preparación física del suelo previa a la plantación. La importancia de la preparación del suelo se incrementa cuanto más árido sea el clima o cuanto más se retrase la fecha de plantación (Quejeta *et al.* 2001, Saquete *et al.* 2006, Palacios *et al.* 2009). Las preparaciones más intensas, es decir, las que afectan a un mayor volumen de suelo, tienen un mayor efecto sobre el desarrollo de las plantas.

sistemas más heterogéneos con una estructura en parches que facilitan la integración paisajística de las obras a la vez que se aumenta la diversidad biológica. Un aspecto que se debe contemplar es que el tipo de preparación del suelo va a condicionar la distribución espacial de las plantas. En concreto, los subsolados lineales imponen un grado de regularidad en la distribución de las plantas, mientras que las preparaciones puntuales (véase apartado VI) permiten una mayor heterogeneidad.

La densidad de plantas que se introduzcan inicialmente dependerá de la cobertura final que se desee, el tamaño de la especie de adulta y la mortandad esperada de las especies en el contexto ambiental de la obra. Por ejemplo, si se desea una cobertura del suelo medio alta (50-80%) y se desea introducir un arbusto de bajo porte y una especie arbórea, ambas con una supervivencia estimada del 50% a corto plazo, la densidad de plantación deberá ser mucho más alta en la primera que en la segunda: 20.000 frente a 700 pies ha⁻¹. La densidad de plantación también debe contemplar la ecología de las especies y los condicionantes ambientales del lugar de la obra. Así, las especies que son ecológicamente semejantes o estén muy emparentadas tenderán a competir más intensamente entre sí que aquellas con las características contrarias (Valiente-Banuet y Verdú 2008), por lo que plantaciones mixtas de especies ecológicamente semejantes deberán contemplar densidades menores. En lugares de mayor aridez o pobreza de nutrientes en el suelo, también deberán contemplar densidades inicialmente mayores, previendo una mayor mortandad. Densidades elevadas de árboles conllevarán, a la larga, un empobrecimiento de arbustos heliófilos.

Las preparaciones del suelo mecánicas son habitualmente más efectivas que las manuales, ya que remueven mayor volumen de suelo. En una siembra de *Q. ilex* sobre margas yesíferas, un subsolado de 50-60 cm de profundidad incrementó la supervivencia un 700% al final del verano con respecto a hoyos manuales de 10 cm de profundidad (Nicolás *et al.* 1997; Figura 4). En una plantación de *Q. faginea* (quejigo) en terrenos agrícolas abandonados no se observaron diferencias de supervivencia entre un subsolado y hoyos efectuados con retroexcavadora, pero sí de crecimiento, siendo mayor en el segundo caso que produjo una mayor remoción del suelo (Nicolás *et al.* 2004).

Las preparaciones del suelo que pueden aplicarse en obras de infraestructuras lineales pueden clasificarse en dos categorías: preparaciones puntuales y preparaciones lineales. Las preparaciones puntuales engloban a casillas, hoyos y microcuencas, bien hechos a mano o bien con picos mecánicos, barrenas helicoidales o retroexcavadora, o una combinación de medios mecánicos y manuales (Serrada 2000). En algunas obras se utilizan inyectores de agua a alta presión para abrir el hoyo. Las preparaciones puntuales no implican necesariamente la apertura de hoyos ni el volteo de los horizontes del suelo,

especialmente las realizadas con excavadora o picos mecánicos. Por ejemplo, para los ahoyados con retroexcavadora, se debe introducir el cazo hasta la profundidad deseada y levantar el suelo sin voltear el cazo para finalmente dejarlo caer de nuevo en el mismo punto. Posteriormente, el operario abrirá con un barrón o una azada un pequeño hueco donde introducir la planta o la semilla sobre el suelo esponjado. En el caso de las retroexcavadoras, es preferible no usar un cazo, sino solo uñas. El cazo puede ocasionar compactación en su roce con las paredes y el fondo del hoyo, que las uñas evitan.

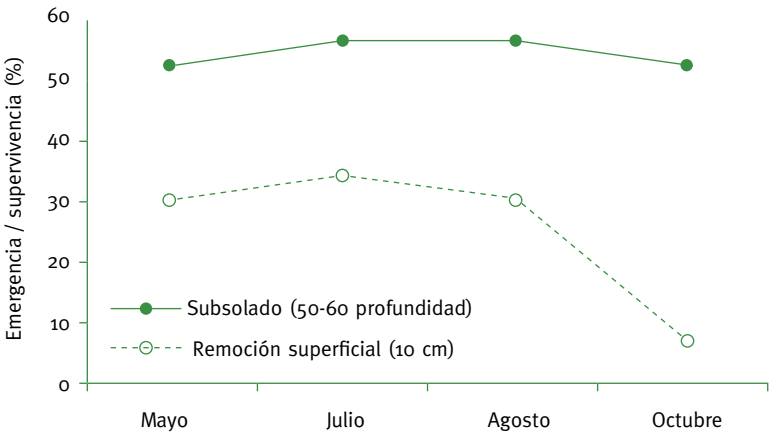


Figura 4. Evolución de la emergencia y supervivencia de siembras de bellotas de *Quercus ilex* (encina) realizadas sobre dos tipos de preparación del suelo: subsolados de 50-60 cm de profundidad y casillas hechas a mano de 10 cm de profundidad. La figura está dibujada a partir de los datos de Nicolás *et al.* (1997). El experimento se realizó sobre margas yesíferas en Guadalajara. La siembra se hizo en febrero y se protegió de los depredadores con tubos protectores de 30 cm. La potencia germinativa del lote de bellotas empleado en el estudio fue del 55%, determinado en condiciones de laboratorio.

Las preparaciones lineales engloban a los subsolados lineales, que consisten en realizar cortes al suelo, normalmente siguiendo las curvas de nivel, con un apero denominado subsolador o *ripper* montado sobre un tractor o un bulldózer. El subsolador puede profundizar hasta unos 60-80 cm. El subsolado tampoco produce una alteración en los horizontes del suelo y tiene una gran capacidad de infiltrar la escorrentía superficial de agua. En superficies llanas, el subsolado se puede hacer cruzado. La mecanización

de la preparación del suelo dependerá de la pendiente de los taludes. Una profusión de detalles sobre técnicas de preparación del suelo puede encontrarse en Serrada (2000) y Steinfeld *et al.* (2007). Como recomendación general, en caso de preparaciones puntuales, el hoyo de trabajo debe tener una dimensión mínima de 40 × 40 × 40 cm.

Los métodos destinados a incrementar la fertilidad del suelo se tratan en detalle en el Capítulo 6 de este libro.

VII. CUIDADOS POSPLANTACIÓN

Los cuidados posplantación son aquellas medidas encaminadas a garantizar el establecimiento de las plantas una vez realizada la plantación o la siembra. Se aplican durante un breve período de tiempo, que varía entre 1-5 años, dependiendo del tratamiento, pero habitualmente no pasan de los dos años, que es el período de garantía que tiene la empresa constructora. Los principales cuidados posplantación son los siguientes.

1. Riegos

Los riegos son muy importantes para garantizar niveles adecuados de supervivencia en localidades con escasa precipitación, en años muy secos, cuando se trabaja con especies poco resistentes a la sequía o se planta fuera de las épocas adecuadas (Jiménez *et al.* 2007, Rey Benayas 1998). No obstante, la necesidad de riego se reduce significativamente o incluso pueden ser innecesaria si la toma de decisiones y la ejecución de las otras actividades de revegetación se hacen correctamente, como la selección correcta de especies, la preparación del suelo y, sobre todo, la revegetación se hace en el período adecuado.

Habitualmente, se diferencian los riegos de establecimiento y los de mantenimiento. Los primeros se dan inmediatamente después de la plantación y su uso se suele restringir a situaciones en las que el suelo tiene poca humedad en el momento de la plantación y/o las plantaciones se han hecho muy tardíamente. Los riegos de mantenimiento se suelen aplicar solamente en los períodos de mayor aridez. En ambientes mediterráneos se suele recomendar la aplicación de entre 20 y 40 l por planta en cada evento de riego (Serrada 2000), que no deben activar el crecimiento aéreo de la planta, ya que la resistencia a factores de estrés se reduce. El riego conviene repartirlo durante el período de sequía en lugar de aplicarse en un único riego en mitad del periodo de sequía. Los riegos se aplican a mano por medio de mangueras conectadas a cisternas móviles (Figura 5). Ahora bien, esto solo es posible si la cisterna de riego tiene acceso al lugar de trabajo y en terrenos de poca pendiente. Otra alternativa es montar un sistema de riego por goteo conectado a unos depósitos de agua que periódicamente son rellenados. Esta opción es cara y se restringe habitualmente a las medianas, aunque también sería deseable en taludes con pendientes pronunciadas y en las que el riego se va a mantener durante varios

años. Los riegos deben planificarse correctamente, porque encarecen enormemente los costes de los proyectos de revegetación.

2. Control de la competencia con otras plantas

En la restauración de infraestructuras lineales habitualmente se persiguen dos objetivos ecológicos, proteger al suelo de la erosión y acelerar la sucesión secundaria, consiguiendo así comunidades de plantas más desarrolladas y estables. El primer objetivo se puede conseguir estableciendo una cubierta de hierbas densa, mientras que ambos objetivos se pueden alcanzar con especies leñosas. Sin embargo, las especies leñosas crecen más despacio que las hierbas, por lo que, a corto plazo el primer objetivo se puede alcanzar más rápidamente con hierbas. Ambos objetivos se ven favorecidos por separado cuando se incrementa la fertilidad del suelo y la disponibilidad hídrica. Sin embargo, bajo estas condiciones, la competencia entre plantas herbáceas y leñosas es más intensa (Löf 2000, Rey Benayas *et al.* 2005) y por tanto estos dos objetivos primordiales pueden entrar en conflicto.

La mayoría de especies herbáceas que se desarrollan en los taludes son ruderales anuales, esto es, especies que completan su ciclo de vida en un año y que están adaptadas a vivir en sitios muy perturbados (Grime 2001). Además, son más eficaces en explotar los recursos del suelo que las especies leñosas, porque crecen más rápidamente, tienen raíces con una elevada longitud específica y una mayor capacidad intrínseca de absorción de nutrientes (Grime and Hunt 1975, Eissenstat 1992). La competencia entre las especies herbáceas y leñosas es más intensa cuanto menor es la disponibilidad de recursos edáficos, de forma que la implantación de las plantas leñosas suele fracasar si no se eliminan las hierbas (Rey Benayas *et al.* 2005, Gómez-Aparicio 2009, Cuesta *et al.* 2010a, Cuesta *et al.* 2010b). Sin embargo, para una especie dada, la capacidad competitiva de los plantones leñosos depende de sus atributos funcionales, los cuales se pueden determinar según cómo se cultive la planta en el vivero (van den Driessche 1991a, Villar-Salvador *et al.* 2004). Así, en *P. halepensis*, los plantones de gran tamaño y elevada concentración de nitrógeno en sus tejidos tienen mayor capacidad de competencia con las hierbas que los plantones de atributos contrarios (Figura 3; Cuesta *et al.* 2010a).

A



B



C



D



Figura 5. Detalles de tubos de riego por goteo en la mediana de la Autovía A-9 (Almería) (A) y en una ladera plantada de encina en Cazorla (Jaén) (B), una cisterna de agua para alimentar un sistema de riego por goteo en una repoblación en Ayora (Valencia) (C) y regando a mano con manguera conectada a una cuba situada en la parte superior de la infraestructura en un talud del tren de alta velocidad a Málaga (Humilladero) (D) (Fotos: Pedro Villar y Marisa Martínez).

Un aumento de los recursos edáficos, sobre todo agua, relaja la competencia, tendiéndose a interacciones más o menos neutras en situaciones intermedias de disponibilidad de recursos edáficos (Figura 6). Sin embargo, cuando los recursos edáficos superan un cierto umbral y se hacen muy abundantes, las hierbas y las leñosas pueden volver a experimentar competencia, principalmente por la luz. Sin embargo, el resultado de la competencia con las hierbas diferirá dependiendo del tipo de planta leñosa. Para las

especies pioneras de la sucesión, la mayoría de las cuales son heliófilas, se traducirá en un efecto negativo, ya que las hierbas impedirán el acceso a la luz. Sin embargo, las especies intermedias y tardías de la sucesión, que suelen regenerarse mejor en ambientes de luz moderada, sufrirán menos la competencia que las pioneras de la sucesión. La Figura 6 sintetiza este proceso y puede constituir un modelo conceptual de toma de decisiones sobre el control de las especies herbáceas cuando se introducen especies leñosas.

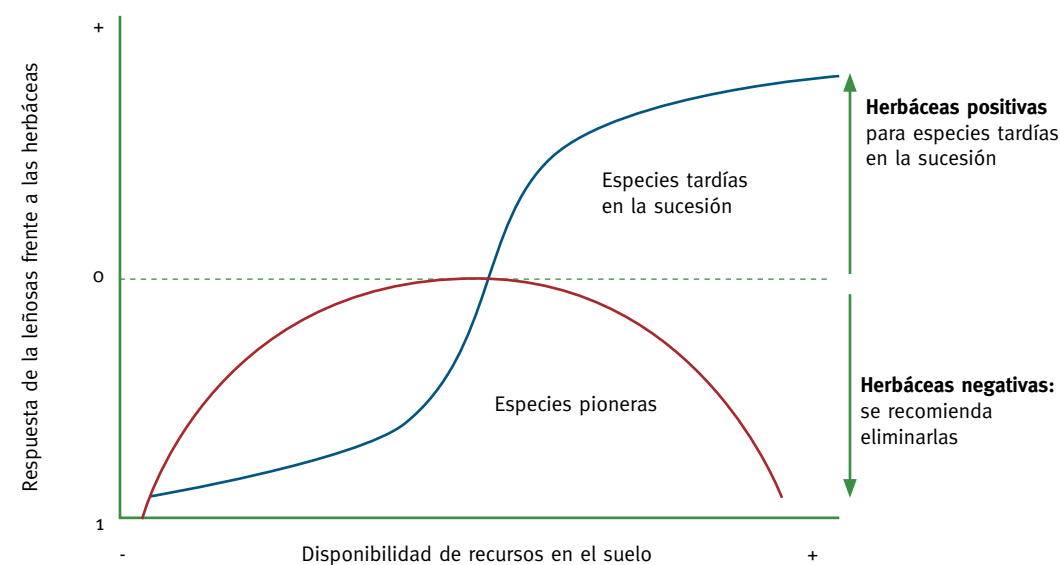


Figura 6. Modelo conceptual del efecto de las plantas herbáceas sobre las leñosas dependiendo de su estrategia ecológica (pionera frente a tardía de la sucesión) y el nivel de recursos disponibles en el suelo. Por encima de la línea punteada, estos efectos son positivos, y por debajo, son negativos.

No debe eliminarse la cubierta de hierbas en toda la superficie del talud cuando se desea implantar las leñosas. Basta eliminar la hierba en un halo de 0,5-1 m de diámetro alrededor de cada plantón para relajar la competencia (Figura 7). De esta manera, a la vez que reducimos la competencia sobre las especies leñosas de interés, se garantiza una cobertura del suelo suficiente para evitar la erosión y fomentar otras funciones ecológicas como el incremento de materia orgánica en el suelo y la creación de hábitat para otros organismos.

El control de la competencia herbácea se puede realizar por procedimientos físicos y/o químicos. Los métodos físicos implican la remoción de la hierba por medio de desbroces y escardas o el impedimento de su crecimiento por medio de una barrera

física o *mulch*. Estos últimos consisten en piedras o telas y mantas permeables de fibras vegetales o sintéticas que se colocan pegadas al suelo alrededor del plantón y que dificultan la emergencia de las plántulas de herbáceas (Peñuelas *et al.* 1996) y reducen la evaporación de agua del suelo, de forma análoga a como lo hace la hojarasca de muchas plantas (Rebollo *et al.* 2001). Las escardas o desbroces deben planificarse cuando la hierba tiene un tamaño suficiente para competir con la leñosa. Realizarlas demasiado pronto no es efectivo y probablemente habrá que repetirlas más adelante, mientras que tampoco se deben retrasar mucho porque la hierba ya estará compitiendo intensamente con la planta leñosa. Los métodos químicos de control de la competencia herbácea se realizan con herbicidas, siendo recomendable aplicar una

mezcla de herbicidas de contacto y residuales, específicos para gramíneas, compuestas o leguminosas, las familias predominantes en los herbazales de los taludes. Es esencial que la planta leñosa sea protegida por un tubo al aplicarse el herbicida. La eliminación total de las hierbas alrededor de la planta leñosa deja el suelo desnudo, favoreciendo

la evaporación. Por ello, no se deben retirar los restos de las hierbas en las escardas o siegas, porque reducen la evaporación de agua y el calentamiento del suelo (Papavassiliou 1991, Sack y Grubb 2002), aportan fertilidad al suelo, dificultan la emergencia de futuras hierbas y dicha retirada encarece el mantenimiento.

A



B



Figura 7. (A) Trabajadores segando la hierba en un talud del tren de alta velocidad a Málaga (Humilladero). (B) Foto del halo sin hierba alrededor de dos plantones de encina en Santa Cruz de Mudela, Ciudad Real (Fotos: Marisa Martínez y Pedro Villar).

3. Protección frente a herbívoros

Los herbívoros pueden dañar y matar las plantas introducidas, siendo las aves, los ungulados y roedores los que más daño causan. Las aves depredan básicamente semillas, mientras que los ungulados, tanto silvestres como domésticos, se alimentan de plantas de cualquier edad. Finalmente, entre los roedores, los ratones comen fundamentalmente semillas y plántulas en estadios de vida incipientes, mientras que los conejos y liebres dañan tanto a las plántulas como los plantones de mayor edad. Para reducir la depredación de las semillas aplicadas a voleo y favorecer su germinación, conviene enterrar las semillas (Peñuelas *et al.* 2002, Gómez 2004). La protección de las plantas leñosas se puede llevar a cabo bien por medio de vallas, que encierran amplias zonas, o bien protegiendo individualmente cada planta. La protección individual también se puede practicar con las siembras puntuales. Las vallas son útiles para evitar los ungulados y, si se entierran, también sirven para evitar a los conejos y liebres. La protección individual de cada planta se puede llevar a cabo con mallas y tubos protectores. Las mallas pueden ser de plástico y metálicas (Figura

8). En la mayoría de los casos deben ir sujetas con tutores y el borde inferior debe quedar ligeramente enterrado. Los tubos protectores son de plástico, de entre 0,60 y 2 m de longitud, con paredes continuas, si bien cada vez se venden más modelos con agujeros de ventilación. Los tubos deben ser enterrados aproximadamente entre un cuarto y un tercio de su longitud y, por ello, los hacen muy útiles para proteger siembras puntuales. La principal diferencia con las mallas es que los tubos alteran significativamente el microclima alrededor de la planta. La mayoría de ellos reduce la radiación y la concentración de CO_2 e incrementa la temperatura y la humedad relativa del aire (Bergez y Dupraz 2000, Bellot *et al.* 2002, Oliet y Jacobs 2007). Esta alteración del microclima aéreo de la planta puede tener efectos desiguales para el establecimiento de las especies. En general, para las especies leñosas pioneras de la sucesión, que son mayoritariamente heliófilas, los tubos protectores no incrementan la supervivencia e incluso la pueden reducir. Plantas como el romero, las jaras, la retama o los pinos mediterráneos no tienden a beneficiarse de los tubos protectores. En cambio, para especies intermedias y tardías de la sucesión, que se reclutan en micrositios con una cierta sombra,

como la encina, el madroño o especies caducifolias, los tubos protectores incrementan la supervivencia y el crecimiento (Oliet *et al.* 2003, Puértolas *et al.* 2010), especialmente si los tubos tienen agujeros de ventilación (Figura 9). La ventilación reduce la

temperatura e incrementa la concentración de CO_2 . Los tubos protectores deben ser retirados cuando las plantas hayan superado ampliamente la longitud del tubo y se puedan mantener erguidas por sí solas una vez retirado el tubo.

A



B



C



D



Figura 8. Diferentes modelos de tubos protectores. En la imagen (A) se muestra un tubo protector de 1,80 m sujeto con dos postes y protegido todo ello con malla metálica. Este sistema está pensado para evitar los daños causados por grandes herbívoros. Las imágenes B y C muestran dos tipos de tubos protectores de 0,6 m agujereados para favorecer su ventilación. La imagen D muestra una malla de plástico usada frente a pequeños herbívoros, como conejos y liebres, que afecta poco al microclima de la planta (Fotos: Pedro Villar).

VIII. PREGUNTAS CLAVE

¿Necesito introducir plantas leñosas para cumplir mis objetivos de revegetación?

Es muy recomendable, especialmente en ambientes mediterráneos, ya que aceleran la sucesión secundaria, en muchos casos permiten una integración funcional y paisajística de la infraestructura lineal mejor que las herbáceas, y su mantenimiento, si están bien seleccionadas, es menor que en las herbáceas.

En caso de que se decida revegetar con leñosas, ¿cuáles son los principales limitantes para el desarrollo de los plantones en la obra y qué medidas correctoras puedo tomar para reducirlas?

El estrés hídrico, el frío, la baja fertilidad y la compactación del suelo, la competencia con las especies herbáceas o el daño producido por los herbívoros son los mayores problemas en el establecimiento de leñosas. Las medidas dependerán de las características ecológicas de las especies que se implanten, pero, en general, usar plantas y semillas de calidad, plantar en la época adecuada y en micrositios de mayor disponibilidad de recursos, en conjunto con la protección contra los herbívoros y la eliminación de las especies herbáceas en los hoyos de plantación, es suficiente para asegurar un buen nivel de éxito en la plantación.

¿Qué criterios debo tener en cuenta a la hora de seleccionar las especies y los materiales de reproducción?

La selección de especies debe tener en cuenta que estas estén adaptadas a los factores de estrés dominantes en la zona, y debe incluir diversas especies para incrementar la diversidad y resistencia a las perturbaciones de la zona restaurada. Lo más sencillo es escoger especies y materiales de reproducción que se desarrollen de forma natural en las cercanías de la obra o en zonas con características climáticas similares. El material de

reproducción debe ser de calidad, es decir, con las características morfofisiológicas adecuadas a la zona, sin enfermedades ni deformaciones en las raíces.

¿Conviene regar o fertilizar?

El riego no es estrictamente necesario si se han seleccionado las especies leñosas adecuadas, la revegetación se hace en la época debida, el régimen de precipitaciones es normal y el material de reproducción es de buena calidad. No obstante, el riego se puede plantear en climas muy secos o en años más secos de lo normal. En caso de tener suelos muy pobres, se puede fertilizar, pero siempre con dosis bajas. La fertilización dependerá de las características iniciales del sitio, o de si existen sitios especialmente fértiles donde podamos plantar.

¿Cómo dispongo mis plantas en el espacio?

Depende de si las especies seleccionadas son pioneras o más tardías en la sucesión y de su estrategia para resistir la sequía. Las primeras, especialmente si no tienen raíces profundas, se pueden plantar en suelos más pobres en nutrientes y en lugares que retengan menos humedad. En cambio, las especies más tardías en la sucesión y menos resistentes a la sequía requieren lugares más fértiles y húmedos, como el pie del talud, zonas llanas y menos expuestas a la insolación.

¿Son necesarias preparaciones del suelo?

Son muy importantes cuando el suelo está muy compactado, de modo que dificulte el enraizamiento y la infiltración del agua. Las preparaciones someras son poco útiles y lo mínimo que se debe realizar son ahoyados de 40 x 40 x 40 cm. Dependiendo de la pendiente, es preferible el uso de maquinaria, ya que permite preparaciones más intensas y el rendimiento de trabajo es mayor.

IX. ERRORES HABITUALES

Uso de especies y procedencias no adaptadas a las condiciones locales

Frecuentemente se usan las mismas especies, normalmente las más fáciles de conseguir, por igual en todas las obras y, dentro de una obra, su distribución no sigue criterios con base ecológica. Esto es un error muy grave, ya que seleccionar especies y, dentro de estas, las procedencias mejor adaptadas a las condiciones ambientales locales, es fundamental para el éxito de la revegetación (véase apartado II).

Métodos y épocas de revegetación inadecuados

No se debe usar como método principal de revegetación la siembra de plantas leñosas de semillas pequeñas o de baja capacidad germinativa. El uso de estaquillas se desaconseja en ambientes muy secos. Por otro lado, las obras de infraestructuras lineales habitualmente tienen plazos de ejecución muy constreñidos, en los que a menudo los trabajos de revegetación se ven abocados a realizarse en épocas inadecuadas para el establecimiento de las plantas. Cualesquiera que sean las especies empleadas, plantar o sembrar en una época inadecuada (muy cerca o durante el verano, en mitad del invierno en estaciones muy frías) conduce al fracaso. La revegetación debe hacerse en los períodos húmedos del año y no muy fríos (véase apartado III).

Mala calidad de planta

Las características morfológicas, fisiológicas y sanitarias de las plantas determinan su

capacidad de establecimiento. El uso de plantas enfermas, con una morfología inadecuada, raíces deformadas, poco fertilizadas y cultivadas en contenedores muy pequeños y con cepellones secos en el momento de la plantación es una garantía de fracaso. Los plantones deben estar morfológicamente bien proporcionados, sanos y sin heridas, y deben tener un cepellón compacto y sin deformaciones en las raíces para que no se des sequen, recalienten o se golpeen durante su transporte y permanencia en la obra (véase apartado IV).

Malas (o ausencia de) preparaciones del suelo y condiciones edáficas muy limitantes

La falta de preparaciones del suelo, o bien preparaciones muy someras, que no consigan reducir la compactación del suelo y aumenten el volumen efectivo de enraizamiento, así como la baja fertilidad edáfica son factores que limitan el establecimiento incluso de las especies más resistentes (véase apartado VI).

Ausencia de cuidados posplantación

Al finalizar la plantación o la siembra, se deben procurar una serie de cuidados encaminados a aportar recursos, crear las condiciones y minimizar las interacciones negativas con otros organismos hasta que la planta se establezca y pueda seguir desarrollándose por sí sola (véase apartado VII).

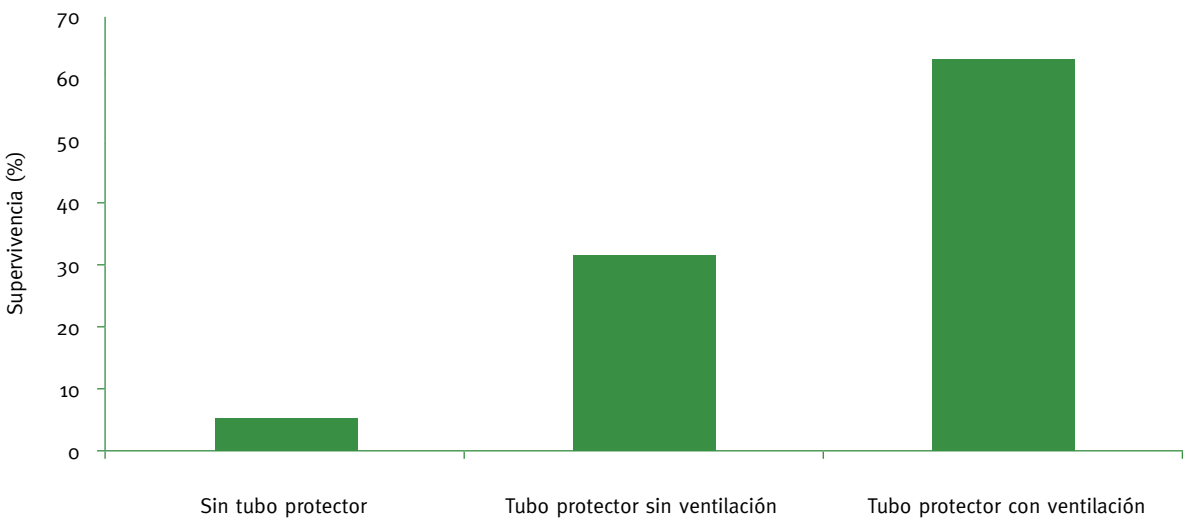


Figura 9. Influencia del tipo de tubo protector (sin tubo, tubo sin ventilación y tubo ventilado) en la supervivencia de Quercus ilex (encina) al final del primer verano. La figura está hecha a partir de los datos de Nicolás et al. (1997).

X. UN EJEMPLO DE ÉXITO

¿Dónde?

Almoguera (Guadalajara), sobre margas yesíferas con una precipitación y temperatura media anual de 415 mm y 13.4 °C, respectivamente.

¿Qué se hizo?

Se plantaron en enero plantones de Quercus ilex (encina) de una savia que se repartieron en tres tratamientos de protección de la planta: dos tipos de tubos protectores, ventilado y sin ventilación, y un control (sin tubo protector). El tubo protector usado fue ®Tubex-Press 0,65, de 60 cm de longitud y translúcido. El tubo ventilado se consiguió practicando agujeros de 2,5 cm de diámetro a dos niveles, a 10 y 40 cm del borde superior. A cada altura se hicieron cuatro agujeros. La preparación del suelo consistió en subsolados a 60 cm de

profundidad y no se aplicó ningún riego (Nicolás et al. 1997).

¿Qué ocurrió?

Los tubos protectores, especialmente los ventilados, aumentaron significativamente la supervivencia con respecto al control después del primer verano, cuya supervivencia al comienzo del otoño fue tan solo del 5%. Se atribuye la elevada supervivencia (~60%) de las encinas en los tubos ventilados con respecto al control (Figura 9) porque redujeron la radiación, un factor que cuando se da en combinación con estrés hídrico causa la fotoinhibición de los fotosistemas de la planta, reduciendo, en consecuencia, su capacidad fotosintética. Además, el microclima dentro del tubo ventilado fue menos desecante que el del tubo sin ventilación.

XI. BIBLIOGRAFÍA

Abrams, M.D. 1994. Genotypic and phenotypic variation as stress adaptations in temperate tree species: a review of several case studies. *Tree Physiology* 14:833-842.

Alía, R., N. Alba, D. Agúndez y S. Iglesias. 2005. Manual para la comercialización y producción de semillas y plantas forestales. Materiales de base y de reproducción. En Serie Forestal. DGB, Madrid. 384 pp. http://www.inia.es/gcontrec/pub/LIBRO_SEMIL-LASfi_1177140511984.pdf.

Allen, E.B., y M.F. Allen. 1984. Competition between plants of different successional stages: mycorrhizae as regulators. *Canadian Journal of Botany* 62:2625-2629.

Álvarez-Uría, P. y C. Körner. 2007. Low temperature limits of root growth in deciduous and evergreen temperate tree species. *Functional Ecology* 21:211-218.

Andrés P. y M. Jorba. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8:268-275.

Antúnez, I., E.C. Retamosa y R. Villar. 2001. Relative growth rate in phylogenetically related deciduous and evergreen woody species. *Oecologia* 128:172-180.

Balaguer, L., E. Martínez-Ferri, F. Valladares, M.E. Pérez-Corona, F.J. Baquedano, F.J. Castillo y E. Manrique Balaguer. 2001. Population divergence in the plasticity of the response of *Quercus coccifera* to the light environment. *Functional Ecology* 15:124-135.

Beckage B y J.S. Clark. 2003. Seedling survival and growth of three forest species, the role of spatial heterogeneity. *Ecology* 84:1849-1861.

Bejarano MD, R. Villar, A.M. Murillo y J.L. Quero. 2010. Effects of soil compaction and light on growth of *Quercus pyrenaica* Willd.(Fagaceae) seedlings. *Soil, Tillage & Research* 110:108-114.

Ballot, J., J.M. Ortiz de Urbina, A. Bonet y J.R. Sánchez. 2002. The effects of treeselters on the growth of *Quercus coccifera* L. seedlings in a semiarid environment. *Forestry*. 75:89-106.

Bergez, J.E. y C. Dupraz. 2000. Effect of ventilation on growth of *Prunus avium* seedlings grown

in treeselters. *Agricultural and Forest Meteorology* 104:199-214.

Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Canadian Journal of Forest Research* 20:415-427.

Corchero de la Torre, S., M. Gozalo-Cano, P. Villar-Salvador y J.L. Peñuelas-Rubira. 2002. Crecimiento radical en campo de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* plantados en diferentes momentos. *Revista Montes* 68:5-11.

Cornelissen, J.H.C., P. Castro-Díez y R. Hunt. 1996. Seedling growth, allocation and leaf attributes in a wide range of woody plant species and types. *Journal of Ecology* 84:755-765.

Cortina, J., J.L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé and A. Vilagrosa. 2006. Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos: estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 191 pp.

Coutts, M.P. 1982. Water relations of Sitka Spruce seedlings after root damage. *Annals of Botany* 49:661-668.

Cuesta, B., P. Villar-Salvador, J. Puértolas, D. Jacobs y J.M. Rey Benayas. 2010a. Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful transplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting Mediterranean forest species. *Forest Ecology and Management* 260:71-78.

Cuesta, B., P. Villar-Salvador, J. Puértolas, J.M. Rey Benayas y R. Michalet. 2010b. Facilitation of oak in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology* 98:688-697.

Del Campo, A., R.M. Navarro Cerrillo, J. Hermoso y A.J. Ibáñez. 2007. Relationships between site and stock quality in *Pinus halepensis* Mill. reforestation on semiarid landscapes in eastern Spain. *Annals of Forest Science* 64:719-731.

Dodd, J.C. 2000. The role of arbuscular mycorrhizal fungi in agro-and natural ecosystems. *Outlook on Agriculture* 29:55-62.

Domínguez, J.A., J. Selva, J.A. Rodríguez y J.A. Saiz de Omeñaca. 2006. The influence of mycorrhization with *Tuber melanosporum* in the afforestation of a Mediterranean site with *Quercus ilex* and *Quercus faginea*. *Forest Ecology and Management* 231:226-233.

Domínguez, M.T., T. Marañón, J.M. Murillo, J.P. Hidalgo y P. Madejón. 2004. Crecimiento y morfología foliar de especies leñosas en las reforestaciones del corredor verde del Guadamar (Sevilla). Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 20:173-179.

Domínguez-Lerena, S., N. Herrero Sierra, I. Carrasco Manzano, L. Ocaña Bueno, J. Peñuelas Rubira y J.G. Mexal. 2006. Container characteristics influence *Pinus pinea* seedling development in the nursery and field. *Forest Ecology and Management* 221:63-71.

Eissenstat, D.M. 1992. Costs and benefits of constructing roots of small diameter. *Journal of Plant Nutrition* 15:763-782.

Esteso-Martínez, J., F. Valladares, J.J. Camarero y E. Gil-Pelegrín. 2006. Crown architecture and leaf habit are associated with intrinsically different light harvesting efficiencies in *Quercus* seedlings from contrasting environments. *Annals of Forest Science* 63:511-518.

Forman, R.T.T. y L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.

Forman, R.T.T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentine y T. C. Winter. 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington.

Gaudet, C.L., y P.A. Keddy. 1988. Comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature* 334:242-243.

Gómez JM. 2004. Importance of microhabitat and acorn burial on *Quercus ilex* early recruitment: non-additive effects on multiple demographic processes. *Plant Ecology* 172:287-297.

Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J.M. Gómez, J. Hódar, J. Castro y E. Baraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:1128-1138.

Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology* 97:1202-1214.

Grime, J.P. 2001. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. John Wiley & Sons Inc., Chichester. 417 pp.

Grime, J.P., y R. Hunt. 1975. Relative growth-rate: its range and adaptive significance in a local flora. *Journal of Ecology* 63:393-422.

Grossnickle, S.C. 1992. Relationship between freezing tolerance and shoot water relations of western red cedar. *Tree Physiology* 11:229-240.

Hampe, A., J.L. García-Castaño, E.W. Schupp, y P. Jordano. 2008. Spatio-temporal dynamics and local hotspots of initial recruitment in vertebrate dispersed trees. *Journal of Ecology* 96:668-678.

Harper, J.L., J.N. Clatworthy, I.H. McNaughton, y G.R. Sagar. 1961. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. *Evolution* 15:209-227.

Jiménez, M., E. Fernández-Ondoño, M. Ripoll, F. Navarro, E. Gallego, E. De Simón y A. Lallena. 2007. Influence of different post-planting treatments on the development in holm oak afforestation. *Trees-Structure and Function* 21:443-455.

Landis, T., R. Tinus, A.J.S. McDonald y J.P. Barnett. 2010. Seedling processing, storage, and outplanting. In *The container tree nursery manual*. USDA.

Lechowicz, M.J., y G. Bell. 1991. The ecology and genetics of fitness in forest plants. II. Microspatial heterogeneity of the edaphic environment. *Journal of Ecology* 79:687-696.

Lindström, A., y G. Rune. 1999. Root deformation in plantations of container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness. *Plant and Soil* 217:31-39.

Löf, M. 2000. Establishment and growth in seedlings of *Fagus sylvatica* and *Quercus robur*: influence of interference from herbaceous vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 30:855-864.

Lyr, H., y G. Hoffmann. 1967. Growth rates and growth periodicity of tree roots. *International Review of Forest Research* 2:181-226.

Maestre, F.T. 2003 La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de factores bióticos y abióticos. Tesis doctoral. Universidad de Alicante. 383 pp.

Maestre, F. T., J. Cortina, S. Bautista, J. Bellot y V. R. Vallejo. 2003. El papel de la heterogeneidad espacial en la restauración de un ecosistema semiárido degradado II. Factores ambientales condicionantes de la supervivencia. *Ecología* 17:25-45.

Maillard, P., D. Garriou, E. Deléens, P. Gross, y J.M. Guehl. 2004. The effects of lifting on mobilisation and new assimilation of C and N during regrowth of transplanted Corsican pine seedlings. A dual ¹³C and ¹⁵N labelling approach. *Annals of Forest Science* 61:795-805.

Martínez-Vilalta J, E. Prat, I. Oliveras, J. Piñol. 2002. Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia* 133:19-29.

Matías, L., I. Mendoza y R. Zamora. 2009. Consistent pattern of habitat and species selection by post-dispersal seed predators in a Mediterranean mosaic landscape. *Plant Ecology* 203:137-147.

McDowell N, W.T. Pockman, C.D. Allen, D.D. Breshears, N.Cobb, T. Kolb, J. Plaut, J. Sperry, A. West, D.G. Williams y E.A. Yezzer. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought, why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytol* 178:719-739.

McKay, H.M. 1997. A review of the effect of stresses between lifting and planting on the nursery stock quality and performance. *New Forests* 13:369-399.

Mena-Petite, A., J.M. Estavillo, M. Duñabeitia, B. González Moro, A. Muñoz Rueda y M. Lacuesta. 2004. Effect of storage conditions on post planting water status and performance of *Pinus radiata* D. Don stock-types. *Annals Forest Science* 61:695-704.

Mendel, Z.D.G. 1984. Provenance as a factor in susceptibility of *Pinus halepensis* to *Matsucoccus josephi* (Homoptera: Margarodidae). *Forest Ecology and Management* 9:259-266.

Miranda, J.D., F.M. Padilla, J. Martínez-Vilalta, y F.I. Pugnaire. 2010. Woody species of a semi-arid community are only moderately resistant to cavitation. *Functional Plant Biology* 37:828-839.

Mollá, S., P. Villar-Salvador, P. García-Fayos y J.L. Peñuelas. 2006. Physiological and transplanting

performance of *Quercus ilex* L. (holm oak) seedlings grown in nurseries with different winter conditions. *Forest Ecology and Management* 237:218-226.

Moora, M., y M. Zobel. 2010. Arbuscular Mycorrhizae and Plant-Plant Interactions. Impact of Invisible World on Visible Patterns. Pugnaire F. I., ed. Positive interactions and plant community dynamics (79-98). Boca Raton, FL, USA: CRC PRESS.

Navarro, R.M., A. del Campo y J. Cortina. 2006a. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. En *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos*. Cortina J., J.L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé y A. Vilagrosa, eds. Organismo Autónomo de Parques Naturales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 31-46.

Navarro, R.M., P. Villar-Salvador y A. del Campo. 2006b. Morfología y establecimiento de los plantones. En *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos degradados. Estado actual de conocimientos*. J. Cortina, J.L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé y A. Vilagrosa, eds. Organismo Autónomo de Parques Naturales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 67-88.

Nicolás, J.L., S. Domínguez-Lerena, N. Herrero-Sierra y P. Villar-Salvador. 1997. Plantación y siembra de *Quercus ilex*: efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de plantas. *In* Irati 97. II Congreso Forestal Hispano-Luso. Gobierno de Navarra, Pamplona, pp. 449-454.

Nicolás, J.L., P. Villar-Salvador y J.L. Peñuelas Rubira. 2004. Efecto de la edad de la planta y el tipo de preparación del suelo en la supervivencia y crecimiento de *Quercus faginea* Lam. cultivado en contenedor. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 17:205-209.

Oliet, J., R.M. Navarro Cerrillo y O. Contreras Atalaya. 2003. Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales Ed. J.C. Costa. Dirección General de Gestión del Medio Natural, Junta de Andalucía, Córdoba. 234 p.

Oliet, J.A., y D.F. Jacobs. 2007. Microclimatic conditions and plant morphophysiological development within a tree shelter environment during establishment of *Quercus ilex* seedlings. *Agricultural and Forest Meteorology* 144:5 8-72.

Padilla, F.M., y F.I. Pugnaire. 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology* 21:489-495.

Palacios, G., R.M. Navarro Cerrillo, A. del Campo y M. Toral. 2009. Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (*Quercus ilex*) seedlings. *Ecological Engineering* 35:38-46.

Papavassiliou, S. 1991. Ecophysiological studies on chalkland shrubs. *M.Phil* thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Pemán, J., J. Voltas y E. Gil-Pelegrín. 2006. Morphological and functional variability in the root system of *Quercus ilex* L. subject to confinement: consequences for afforestation. *Annals of Forest Science* 63:425-430.

Peñuelas, J.L., L. Ocaña, S. Domínguez Lerena y I. Renilla. 1996. Experiencias sobre el control de la competencia herbácea en repoblaciones de terrenos agrícolas abandonados. *Montes* 45:30-36.

Peñuelas, J., S. Domínguez Lerena, N. Herrero Sierra, J.L. Nicolás Peragón, R. Fernández Salvador, S. Sarría Sopeña, P. Sendra Arce y J. Costa Pérez. 2002. Experiencias de aplicación de semillado directo para la restauración forestal. *Conserjería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla (España)*.

Poorter, L. y F. Bongers. 2006. Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. *Ecology* 87:1733-1743.

Poorter, H., U. Niinemets, L. Poorter, I.J. Wright y R. Villar. 2009. Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): a meta-analysis. *New Phytologist* 182:565-588.

Puértolas, J., J.A. Oliet, D.F. Jacobs, L.F. Benito y J.L. Peñuelas. 2010. Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates? *Forest Ecology and Management* 260:610-617.

Querejeta, J.I., A. Roldán, J. Albaladejo y V. Castillo. 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *Forest Ecology and Management* 149:115-128.

Ramírez-Valiente, J.A., F. Valladares, L. Gil y I. Aranda. 2009. Population differences in juvenile survival

under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecology and Management* 257:1676-1683.

Rebollo, S., L. Pérez-Camacho, M.T. García-de Juan, J.M. Rey Benayas y A. Gómez-Sal. 2001. Recruitment in a Mediterranean annual plant community: seed bank, emergence, litter, and intra- and inter-specific interactions. *Oikos* 95:485-495.

Requena, N., E. Pérez-Solís, C. Azcón-Aguilar, P. Jeffries, J.M. Barea. 2001. Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. *Applied Environmental Microbiology* 67:495-498.

Rey Benayas, J.M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on a Mediterranean set-aside agricultural land. *Annales des Sciences Forestières* 55:801-807.

Rey Benayas, J.M., J. Navarro, T. Espigares, J.M. Nicolau, y M.A. Zavala. 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *Forest Ecology and Management* 212:302-314.

Riedacker, A. 1976. Rythmes de croissance et de régénération des racines des végétaux ligneux. *Annales des Sciences Forestières* 33:109-138.

Ritchie, G.A. 1984. Assessing seedling quality. En *Forest nursery manual: production of bareroot seedlings* M.L. Duryea y T.D. Landis, eds. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, The Hague/Boston/Lancaster, pp. 243-259.

Rose, R., C. Carlson y P. Morgan. 1990. The target seedling concept. *In* Target seedling symposium: Proceedings, combined meeting of the western forest nursery associations Eds. R. Rose, S. Campbell y T.D. Landis. USDA Forest Service, Roseburg, Oregon, pp. 1-8.

Ruiz-Robledo, J., y R. Villar. 2005. Relative growth rate and biomass allocation in ten woody species with different leaf longevity using phylogenetic independent contrasts PICs. *Plant Biology* 7:484-494.

Sack, L., y P. J. Grubb. 2002. The combined impacts of deep shade and drought on the growth and biomass allocation of shade-tolerant woody seedlings. *Oecologia* 131:175-185.

Saquete, A., M.J. Lledó, A. Escarré, M.A. Ripoll Morales y E. De Simón. 2006. Effects of site preparation

with micro-basins on *Pinus halepensis* Mill. afforestation in a semiarid ombroclimate. *Annals of Forest Science* 63:15-22.

Sardá, P., A. Aguilar, G. Valle, P. Villar-Salvador y J.L. Peñuelas Rubira. 2005. Crecimiento radical de plántones de *Retama sphaerocarpa*, *Pistacia terebinthus* y *Olea europaea* durante el período húmedo del año. In IV Congreso Forestal Español. SECF, Zaragoza, 4CFE05 T1. 8 pp.

Schiechtl, H.M. 1986. Manual de ordenación de cuencas hidrográficas. Estabilización de laderas con tratamientos del suelo y la vegetación. Roma: Guías FAO: Conservación 13/1. FAO, 1986. <http://www.fao.org/docrep/006/ado81s/ADo81s00.htm>.

Serrada, R. 2000. Apuntes de repoblaciones forestales. Escuela Universitaria de Ingeniería Forestal. Fundación Conde del Valle de Salazar. 3ª edición. Madrid.

South, D.B., S.W. Harris, J.P. Barnett, M.J. Hains y D.H. Gjerstad. 2005. Effect of container type and seedling size on survival and early height growth of *Pinus palustris* seedlings in Alabama, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 204:385-398.

Sperry, J.S., y N.Z. Saliendra. 1994. Intra and inter-plant variation in xylem cavitation in *Betula occidentalis*. *Plant, Cell and Environment* 17:1233-1241.

Steinfeld, D.E., S.A. Riley, K.M. Wilkinson, T.D. Landis y L.E. Riley. 2007. Roadside revegetation. An integrated approach to establishing native plants. Federal Highway Administration, Western Federal Lands Highway Division, Vancouver, Canada.

Thrall, P.H., D.A. Millsom, A.C. Jeavons, M. Waayers, G.R. Harvey, D.J. Bagnall, J. Brockwell. 2005. Seed inoculation with effective root-nodule bacteria enhances revegetation success. *Journal of Applied Ecology* 42:740-751

Titus, J.H., y R. Del Moral. 1998. The role of mycorrhizal fungi and microsites in primary succession on Mount St. Helens. *American Journal of Botany* 85: 370-375.

Tognetti, R., M. Michelozzi y A. Giovanelli. 1997. Geographical variation in water relations, hydraulic architecture and terpene composition of Aleppo pine seedlings from Italian provenances. *Tree Physiology* 17:241-250.

Tormo, J., E. Bochet y P. García-Fayos. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas*. 18:79-90.

Tsakalimi, M., T. Zagas, T. Tsitsoni y P. Ganatsas. 2005. Root morphology, stem growth and field performance of seedlings of two Mediterranean evergreen oak species raised in different container types. *Plant and Soil* 278:85-93.

Valiente-Banuet, A., y M. Verdú. 2008. Temporal shifts from facilitation to competition occur between closely related taxa. *Journal of Ecology* 96:489-494.

Vallas-Cuesta, J., P. Villar-Salvador, J. Peñuelas Rubira, N. Herrero Sierra, S. Domínguez Lerena y J.L. Nicolás Peragón 1999. Efecto del aviveramiento prolongado sin riego en la calidad funcional de los brinzales de *Pinus halepensis* Mill. y su desarrollo en campo. *Montes* 58:51-58.

Vallejo, V.R., J. Cortina, A. Vilagrosa, J.P. Seva y J.A. Alloza. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En Restauración de Ecosistemas Mediterráneos, eds. J.M. Rey Benayas, T. Espigares y J.M. Nicolau. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, pp. 11-42.

Van den Driessche, R. 1991a. Influence of container nursery regimes on drought resistance of seedlings following planting. I. Survival and growth. *Canadian Journal of Forest Research* 21:555-565.

Van den Driessche, R. 1991b. New root growth of douglas-fir seedlings at low carbon dioxide concentration. *Tree Physiology* 8:289-295.

Vilagrosa, A., J. Cortina, E. Gil-Pelegrín y J. Bellot. 2003. Suitability of drought-preconditioning techniques in Mediterranean Climate. *Restoration Ecology* 11:208-216.

Villar, R., J. Ruiz-Robledo, J.L. Quero, H. Poorter, F. Valladares y T. Marañón. 2008. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. En: Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. 2ª Edición. F. Valladares, eds. OAPN, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid :121-227.

Villar-Salvador, P. 2003. Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. In

Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos, J.M. Rey Benayas, T. Espigares Pinilla y J.M. Nicolau Ibarra, eds. Universidad de Alcalá /Asociación Española de Ecología Terrestre, Alcalá de Henares, p. 65-86.

Villar-Salvador, P., R. Planelles, E. Enríquez y J. Peñuelas Rubira. 2004. Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak

Quercus ilex L. *Forest Ecology and Management* 196:257-266.

Villar-Salvador, P., F. Valladares, S. Domínguez-Lerena, B. Ruiz-Díez, M. Fernández-Pascual, A. Delgado y J.L. Peñuelas. 2008. Functional traits related to seedling performance in the Mediterranean leguminous shrub *Retama sphaerocarpa*: insights from a provenance, fertilization, and rhizobial inoculation study. *Environmental and Experimental Botany* 64:145-154.

7

Ecotecnología aplicada a la restauración de infraestructuras de transporte

Santiago Soliveres, Valentín Contreras, João Paulo Fernandes, Jordi Cortina, Pablo García-Palacios, Marisa Martínez y Jorge Fort





CAPÍTULO 7

Ecotecnología aplicada a la restauración de infraestructuras de transporte

Santiago Soliveres, Valentín Contreras, João Paulo Fernandes, Jordi Cortina, Pablo García-Palacios, Marisa Martínez y Jorge Fort

I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La ecotecnología¹ es un concepto surgido a principios de la década de los sesenta. La definición de este término ha generado mucha discusión en la literatura científica, debido principalmente a la amplitud de campos donde estas técnicas pueden aplicarse. Entre las definiciones más aceptadas y aplicables al contexto de la restauración de infraestructuras lineales, está la que define ecotecnología como la aplicación de *principios pertenecientes a la ingeniería (diseño, monitorización y construcción) para desarrollar nuevas técnicas, usando normalmente como base material vegetal, que permitan acelerar la restauración ecológica y paisajística de áreas gravemente degradadas*. Pese a ser un concepto relativamente nuevo, el uso de materiales vegetales para reducir la erosión en ingeniería civil viene practicándose desde antiguo; las primeras referencias del uso de este tipo de materiales en China datan desde hace más de 2.000 años, siendo ya ampliamente utilizadas en Europa desde el siglo XVI (Lewis 1999). El uso de estas tecnologías es recomendable cuando los procesos naturales, o el manejo de estos, no son suficientes para asegurar la estabilización, y posterior restauración, de las obras. Otras partes del presente libro definen cuáles son los procesos naturales que intervienen en la colonización vegetal y cómo podemos ayudar a acelerarlos (Capítulos 5 y 6), por lo que en este capítulo nos centraremos en la discusión

¹. En este capítulo nos referiremos a ecotecnología como sinónimo de bioingeniería. Una discusión más detallada de estos conceptos está más allá del ámbito de este manual.

de las medidas ecotecnológicas aplicadas más comúnmente cuando estos procesos están limitados.

Las medidas ecotecnológicas disponibles son numerosas y variadas, pero las empleadas en taludes de obras de infraestructuras lineales presentan cinco objetivos fundamentales: a) restituir la capacidad de los taludes para retener el agua y el suelo; b) integrarlos visualmente; c) facilitar la colonización y establecimiento de la vegetación, d) reducir los costes de mantenimiento; y e) aumentar la seguridad vial. En este capítulo hemos organizado estas técnicas en función de los procesos geoecológicos sobre los que actúan, englobándolas en cuatro grandes grupos:

- Técnicas destinadas a evitar la erosión donde es imposible establecer una cubierta vegetal suficiente.

- Técnicas destinadas a incrementar la fertilidad del suelo para fomentar una mayor cobertura y producción vegetal.
- Técnicas para facilitar la llegada y establecimiento de nuevas especies, normalmente herbáceas, allí donde la colonización natural se ve dificultada.
- Técnicas destinadas a la introducción y establecimiento de especies de árboles y arbustos para acelerar la sucesión secundaria, reduciendo así los costes de mantenimiento de los taludes.

La utilización de plantas y de vegetación como material de construcción presenta ventajas, pero también limitaciones, que interesa tener siempre presentes (Tabla 1).

Tabla 1. Ventajas e inconvenientes de las plantas y de los materiales inertes como materiales de construcción.

UTILIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN COMO MATERIAL DE CONSTRUCCIÓN		UTILIZACIÓN DE MATERIALES INERTES COMO MATERIAL DE CONSTRUCCIÓN	
VENTAJAS	DESVENTAJAS	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Normalmente no está afectada por procesos de degradación. Pueden proporcionar una estabilización creciente y presentar una capacidad regenerativa intrínseca Cumple su función protectora de un modo elástico, absorbiendo los elementos y acciones ‘agresivas’, disminuyendo o anulando su intensidad Ayuda a restituir funciones biológicas y ecológicas Tiene una mayor integración estética y paisajística	No cumple en todas las situaciones las exigencias de consolidación y seguridad requeridas Es más sensible a las condiciones ambientales del sitio y sus variaciones temporales Solo alcanza su plena eficiencia técnica tras un cierto intervalo de tiempo	Son más estables Son más independientes de las características del sitio y su aplicación no está limitada temporalmente Funcionan mejor a corto plazo	No poseen capacidad de autorregeneración, por lo que tienden a perder su eficiencia a largo plazo Funcionan como estructuras constructivas rígidas o muy poco deformables frente a las condiciones ambientales Constituyen, normalmente, elementos extraños en el paisaje

Estas técnicas consisten en la aplicación de sistemas vegetativos, combinados o no con otros materiales o sistemas constructivos, dirigida a consolidar zonas inestables, recuperar áreas degradadas y encuadrar otras intervenciones constructivas. Nunca está de más enfatizar que el objetivo de la ecotecnología no son las técnicas y materiales constructivos complementarios, sino la instalación eficaz de la vegetación, y que, por tanto, en las ocasiones donde la instalación de vegetación pueda darse sin ayuda de estas técnicas en el tiempo y forma adecuados, estas no serán necesarias (Figura 1). Por ejemplo, las mantas orgánicas o los muros de gaviones deben ser considerados como apoyos transitorios hacia la plena instalación de la vegetación, con excepción de

las situaciones en que, explícitamente, la naturaleza del factor de riesgo o del problema que se propone resolver impliquen la necesidad de una estructura inerte que complemente a largo plazo la acción de la vegetación, cuando esta sea incapaz de asegurar las condiciones de seguridad exigidas. Por tanto, en las condiciones en que no sea necesaria esta estructura de apoyo y la vegetación se pueda instalar por sí sola, esta técnica no sería necesaria.

El objetivo principal de este capítulo es familiarizar a los lectores con las principales medidas ecotecnológicas disponibles, describir su funcionamiento y modo de aplicación, e identificar las condiciones óptimas para su aplicación.

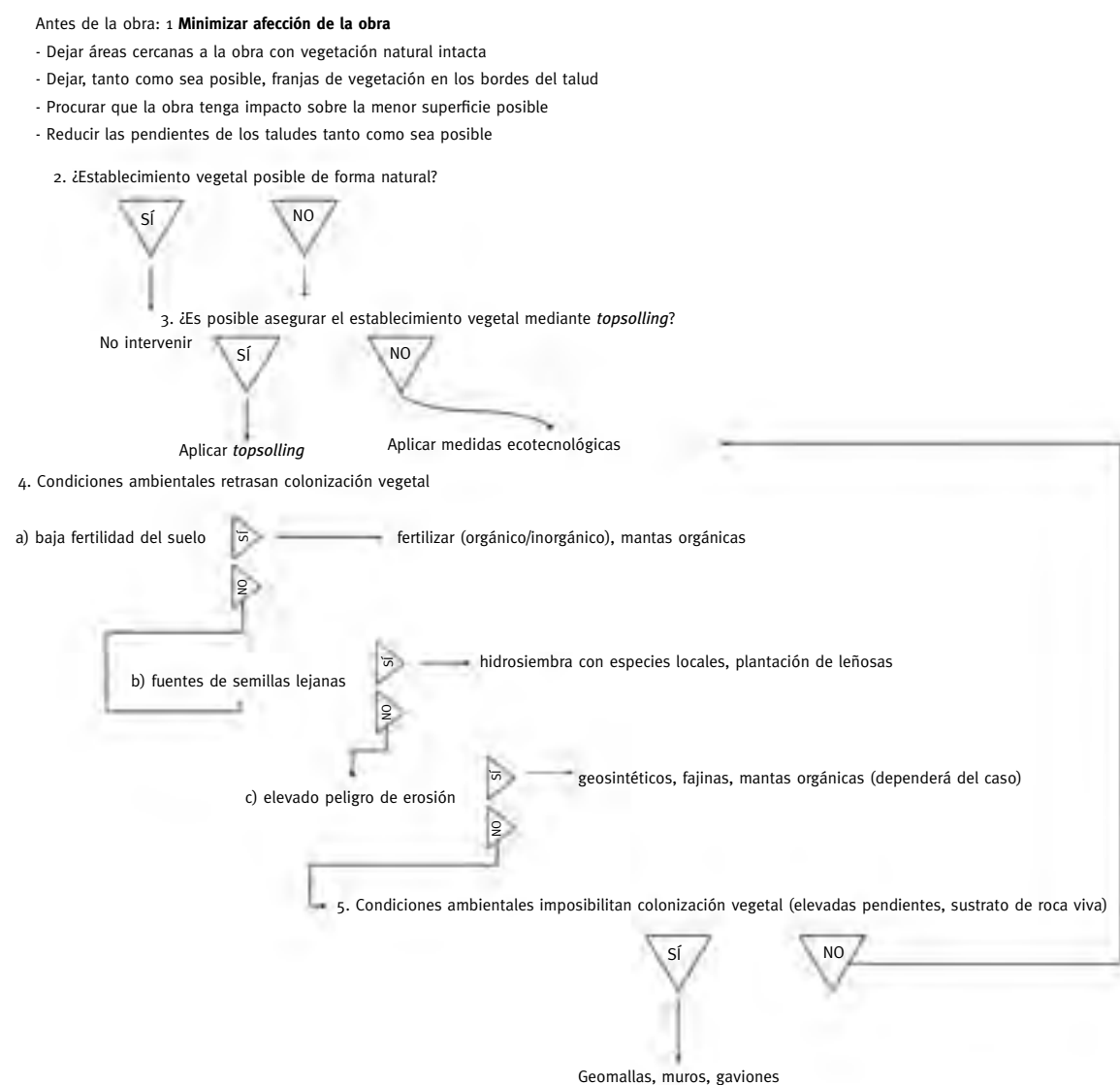


Figura 1. Árbol de criterios generales que debe seguir un proceso de toma de decisiones para la restauración de una infraestructura lineal, dependiendo de los casos particulares a los que nos enfrentemos. Las diferentes medidas se detallan más adelante en este capítulo.

II. TÉCNICAS DESTINADAS A EVITAR PROCESOS EROSIVOS

Durante la ejecución de la obra y antes de la aplicación de estas técnicas, deberán tenerse en cuenta aquellas medidas anteriormente apuntadas para minimizar el impacto de la obra sobre la vegetación y la resistencia del talud a la erosión. Esto es, reducir al máximo las pendientes de los taludes y la destrucción de la vegetación circundante. Pero en muchas ocasiones, y a pesar de estos esfuerzos, las características de determinados taludes (pendientes muy pronunciadas, estructura rocosa, etc.) hacen necesario aplicar técnicas especiales para evitar procesos erosivos y problemas de estabilidad. Esto facilita, a su vez, la integración del talud en el entorno y la colonización vegetal con ciertas garantías de éxito. Son muchas las técnicas disponibles para el control de la erosión, pudiendo utilizarse por sí solas, o en combinación con la introducción de especies herbáceas y leñosas (p.e., tierra armada), o junto con otras técnicas ecotecnológicas para incrementar el éxito de la restauración (p.e., muros verdes). Cabe destacar la necesidad de diferenciar los conceptos de estabilización de taludes y protección frente la erosión superficial. La mayoría de sistemas que se describirán en este capítulo son aptos para mitigar procesos erosivos que generen un problema de estabilidad, pero siempre deben ser utilizados en taludes constructivamente estables. A continuación se presentan las medidas más utilizadas, con recomendaciones específicas sobre su aplicación. Antes de leer sobre estas medidas, referimos al lector al Capítulo 2 de este manual, donde se detallan algunas consideraciones geomorfológicas que atañen al uso de estas técnicas.

1. Mallas o enrejados metálicos

Son estructuras metálicas de alta resistencia a la rotura. Se utilizan para evitar la caída de piedras sobre la calzada. Solo son recomendables cuando se pretende detener la erosión de bolos o elementos gruesos del talud, pero no son útiles para retener los finos. Para retener estos, se recomienda combinar mallas metálicas, geomallas tridimensionales y mantas o redes orgánicas (explicadas más adelante) como soporte de trepadoras y de elementos naturales que colonicen el talud. Esta técnica mixta está dando buenos resultados, mejorando el establecimiento vegetal y la integración paisajística (Figura 2).



Figura 2. Manta orgánica combinada con un enrejado metálico en un talud del polideportivo de Alhama, Granada.

2. Sistemas tridimensionales: geomallas volumétricas

La geomalla volumétrica es un sistema tridimensional formado por distintas mallas termosoldadas, con componentes tratados para resistir radiaciones ultravioleta, y que conserva sus características mecánicas durante no menos de siete años. Permiten trabajar con pendientes de más de 40° y son muy eficaces en el control de erosión gracias a la retención de finos.

Las mallas volumétricas se utilizan en taludes, sobre todo de desmonte, donde no se pueda realizar una aportación de tierra vegetal adecuada para crear suelo, en taludes con material pedregoso abundante, terrenos margosos, bocas de túneles, etc. También son muy utilizadas en tratamientos de sistemas fluviales, encauzamiento de barrancos, protección de cauces con riesgo de avenidas, en combinación con otros tratamientos

de bioingeniería, como los lechos de ramaje vivo, biorrollos, estaquillados, etc. Poseen altas prestaciones a unas condiciones hidráulicas determinadas y calculadas después de realizar las distintas comprobaciones de estabilidad estática, rugosidad hidráulica y estabilidad dinámica del sistema. El espesor mínimo que deben tener estas mallas es de 20 mm, y la apertura de malla mínima debe ser ≤ 10 mm. Sobre estas mallas se realiza una proyección de sustrato posterior, compuesta habitualmente por turba, fibra de coco, fibra de madera, estabilizante, fertilizantes orgánicos y semillas de plantas adaptadas a las condiciones del sitio. Esta proyección permite crear un lecho de siembra adecuado en taludes con ausencia de tierra vegetal, permitiendo la germinación y desarrollo de las plantas en el periodo más crítico de establecimiento, favoreciendo el desarrollo del sistema radicular en el interior del talud y creando un entramado integral de raíces-suelo-geomalla que muestra una elevada resistencia a la tracción.

Son sistemas ideados para permanecer en el tiempo sin variar sus características mecánicas, donde la revegetación y regeneración se va a establecer a largo plazo. Son particularmente interesantes en aquellas situaciones en las que otros tipos de sistemas orgánicos no funcionan debido a que se degradan y pierden sus propiedades. Este sistema es muy utilizado en sistemas combinados para la estabilización de taludes, conjuntamente con mallas de triple torsión, redes de cable, etc.

3. Sistemas de confinamiento celular: geoceldas

Sistema de confinamiento celular, estructurado por tiras de polietileno de alta densidad, texturizadas y perforadas para aumentar la rugosidad y facilitar el drenaje, termosoldadas a una distancia determinada para la formación de alvéolos. Su estructura en forma de acordeón bidimensional, una vez abierta, forma un sistema alveolar que permite retener distintos tipos de materiales. Este sistema puede albergar espesores de tierra vegetal de entre 5 y 20 cm, dependiendo de la anchura de las cintas, permitiendo realizar plantaciones y siembras en su seno. Su principal inconveniente es que solo se puede emplear en

pendientes de hasta 35° , ya que su relleno va a estar supeditado a la cohesión y al ángulo de rozamiento interno del suelo. Este tratamiento suele ser inviable en desmontes, debido a las pendientes acusadas que suelen presentar. Por el contrario, es muy utilizado en canalizaciones y encauzamiento de barrancos, donde las pendientes no suelen superar los 30° .

4. Mantas orgánicas

Son productos relacionados con los geotextiles y están compuestos por mallas y fibras naturales (p.e., fibra de coco, yute, paja, esparto) o sintéticas (p.e., polipropileno). Se emplean para aplicaciones geotécnicas de control de la erosión y de mejora de las condiciones del suelo. Su composición (muy variable según el tipo y disposición de las mallas y fibras utilizadas) condicionará su potencialidad y las técnicas de aplicación. Sirven para frenar la erosión laminar sobre taludes, rellenar regueros, como revestimiento de muros, soporte de trepadoras, etc. Estas mallas favorecen la formación de suelo mediante la retención de finos en escorrentías y el aporte de materia orgánica al suelo tras su descomposición. Tienen la ventaja de controlar la evaporación, regulando la temperatura y aumentando la infiltración de agua de lluvia en el suelo, de manera que mejora las condiciones de humedad en zonas de xericidad acusada. Se emplean para dar coherencia a las partículas de suelo, fijando, a su vez, la vegetación espontánea o hidrosembada sobre el mismo. Pueden ser prescritas para situaciones muy diversas de erosión laminar alta, cunetas y cárcavas, restauración de márgenes de ríos o taludes con pendientes de entre $25-45^\circ$. Las mantas orgánicas deben ser permeables a los elementos finos del suelo y a la recepción de semillas tanto aportada artificialmente como la dispersada de manera natural (Figura 3). En el caso de que tengamos suelos de granulometría gruesa o vegetación ya establecida, se recomiendan mallas o redes orgánicas y/o sintéticas. Dada la adaptabilidad de la manta a las irregularidades del terreno se puede forrar el contorno de las cárcavas y barranqueras, y con el apoyo de encadenados de piedra o fajinados vegetales ('plantas vivas') o artificiales (biorrollos) para dar solución a restauraciones de cabeceras de cuenca y encauzamientos, de gran aplicación en el control de avenidas.



Figura 3. Red orgánica de fibra de coco instalada un tramo de AVE en Humilladero (Málaga). Obsérvese cómo la manta permite la germinación de las especies herbáceas.

Es fundamental elegir el tipo de manta adecuado, pues a los limitantes comentados anteriormente, se debe añadir el riesgo de que se degrade con excesiva rapidez, arrastrando los sólidos acumulados y la vegetación existente. Si estas mantas se refuerzan con mallas sintéticas de gran duración, se pueden utilizar incluso sobre taludes muy verticales, situaciones donde hasta ahora no se intervenía en prevención de la erosión eólica e hídrica.

5. Mallas o redes orgánicas y/o sintéticas

Son, al igual que las mantas orgánicas, productos relacionados con los geotextiles de composición de fibras similares (coco, yute o polipropileno), pero que por definición sus elementos constitutivos (hilos) son porcentualmente menores que sus huecos, por lo que se emplean como elementos de refuerzo en aplicaciones geotécnicas y de restauración de la vegetación, ya que entre la luz de malla se originarán pequeños diques de contención de las microcárcavas del talud, que facilitarán el paso de vegetación nacida. Son, por ello, un recurso diferente de las mantas orgánicas, al ser especialmente indicadas para el refuerzo de otros productos geotécnicos, o de terrenos de granulometría gruesa que quedarán en parte retenidos entre sus huecos, facilitando a la vez el paso de

la vegetación nacida o sembrada sobre él, mejorando de esta manera la implantación vegetal. En particular, las redes orgánicas de coco tienen una gran adaptabilidad y flexibilidad, generando buenos resultados en desmontes de margas, arcillas, etc., poco pedregosos. Como todos los soportes, estas redes pueden ser instaladas fuera de épocas de siembra, de forma que se inicie la protección superficial de los taludes antes del establecimiento vegetal.

6. Estabilización y revegetación de taludes mediante sistemas flexibles

Se trata de una combinación de las técnicas anteriormente descritas: geomallas tridimensionales, mantas o redes, con mallas de triple torsión, red de cable, cable de refuerzo y bulones. Esta combinación se emplea cuando una técnica individual no es capaz de solucionar todos los problemas de erosión y estabilización por sí misma. Gracias a sus características, permite reunir las condiciones adecuadas para una posterior revegetación e integración visual del talud, sustituyendo técnicas más agresivas, como muros, escolleras o gunitados.

7. Muros de pie

Son elementos estructurales de la obra necesarios para lograr la estabilidad de los taludes. Permiten disminuir la pendiente de los taludes hasta alcanzar el equilibrio estático, disminuyendo la velocidad de escorrentía del agua de lluvia, y facilitando la restauración vegetal. Estos muros pueden ser ejecutados a base de gaviones metálicos, de mampostería, de escolleras, de tierra reforzada (muros verdes) o de estructuras de madera. Requieren un cálculo estructural previo. Se pueden emplear en taludes muy verticales, o que presenten algún problema de estabilidad o de falta de espacio para su ejecución (Figura 4). Presentan la ventaja de que, al disminuir la altura de caída libre de las tierras, pueden servir de soporte de estas, presentando mejores posibilidades de revegetación y estabilización del talud. Es conveniente utilizarlos en combinación con geotextiles o mantas orgánicas, para evitar la pérdida de suelo a través del muro y facilitar el drenaje.



Figura 4. Muro vegetal de acondicionamiento de acceso a Fornes, Granada.

8. Fajinas o fajinados

Pueden ser prefabricados industriales a base de fibras naturales, constituyendo lo que se han venido a llamar biorrollos. Pero también pueden ser fabricados *in situ*, de forma tradicional, a base de manojos de ramas o tallos atados en forma de huso, que se colocan sobre bermas o zanjas poco profundas. Los biorrollos son estructuras prefabricadas de forma industrial perfectamente cilíndricas. Se elaboran a base de fibras, generalmente naturales (coco, esparto o paja), envueltas en mallas o redes de coco o de polipropileno. Tienen la ventaja de su maleabilidad, que les permite adaptarse a las irregularidades del terreno como cárcavas. Tienen una elevada capacidad para retener finos y semillas arrastradas, y facilidad de suministro e instalación.

Respecto a las fajinas elaboradas en el tajo, mediante materiales locales, las fajinas comerciales evitan la necesidad de desbroce o poda, y el tiempo y esfuerzo dedicados a ello. Las fajinas de madera o ramas se han usado desde antiguo para el control de la erosión. Para ello, se suelen emplear tallos de ramas leñosas con gran capacidad de enraizamiento, que deben ser flexibles, largas, rectas y con yemas de crecimiento activas, que se disponen paralelas al perfil del talud y se entierran someramente (véanse imágenes de ejemplo en <http://www.wsdot.wa.gov/>; Mataix 2003). El uso de estas fajinas vivas solo tiene sentido en lugares donde la humedad del suelo permite el enraizamiento. En situaciones de sequía o escasa disponibilidad de material, se pueden emplear restos de poda de árboles cercanos (Soliveres *et al.*, 2008).

Este tratamiento da buenos resultados a medio-largo plazo, siendo necesaria la aplicación de otras técnicas (hidrosiembras, mantas orgánicas, etc.) para reducir la erosión a más corto plazo, al objeto de completar el tratamiento recubriendo el espacio existente entre fajinas. Estas estructuras están diseñadas para controlar la erosión derivada del flujo laminar de agua en cauces y reducir la escorrentía superficial en taludes, soportando velocidades de agua superiores a 1,5 m/s⁻¹. Esta técnica ha sido recomendada para la creación de franjas donde implantar vegetación en las orillas de cauces de ríos, crear ‘bioislas’ y revegetar zonas pantanosas (Lewis 1999). Su colocación a lo largo de la orilla es rápida y sencilla, fijándose habitualmente mediante estacas de madera. Las fajinas, además, contribuyen a mejorar el éxito de las plantaciones de leñosas en taludes de pendientes de menos de 35°, ya que: a) fraccionan los taludes (habitualmente cada 8 o 15 m), de manera que atenúan los problemas de arrastre y escorrentías fuertes; b) actúan como drenajes intermedios, reduciendo la formación de regueros y cárcavas; y c) crean un microclima benigno para el crecimiento de la vegetación (Ludwig y Tongway 1996, Tongway y Ludwig 1996, Mataix 2003).

9. Lechos y entramados de ramas, colchones de vegetación

Son estructuras que pueden ser también fabricadas *in situ* o industrialmente, para colocarlas sobre lechos de cauces de ríos y arroyos. Casi siempre se sitúan por encima de las fajinas y, unidas a estas, forman un conjunto entramado y cosido hasta formar un lecho naturalizado y estabilizado por la vegetación. Para la confección de los lechos y entramados de ramas es necesaria una gran cantidad de material vegetal seleccionado, preferentemente vivo (en verde), que puede resultar de los trabajos de desbroce o limpieza de los cauces, valorizando con ello la biomasa forestal. Estas estructuras de ramas actuarían como un mulch, evitando la erosión laminar y la formación de regueros. Estas estructuras ganan estabilidad si se logra el enraizamiento, para lo cual es necesario que el material vegetal: a) se conserve fresco; b) esté en condiciones fenológicas favorables; c) pueda cubrirse, al menos parcialmente, con tierra; y d) el suelo tenga un nivel de humedad adecuado.

Los colchones prefabricados industrialmente, al igual que los biorrollos, están constituidos por una malla natural o sintética, generalmente de coco o polipropileno, rellena de fibras de coco, esparto o paja para

formar una estructura plana de no más de 10 cm de espesor. Dispuesta sobre las márgenes de los cauces o cosida a los biorrollos, es capaz de retener la erosión laminar o en regueros, capturando finos y semillas, y permitiendo el crecimiento vegetal hasta generar un conjunto estable. Estos colchones pueden ser precultivados en vivero con las especies adecuadas, mejorando con ello su capacidad de estabilizar de forma inmediata estas márgenes, evitando los riesgos de arrastres por falta de implantación vegetal.

10. Encachados

Son estructuras muy resistentes a las fuerzas tanto internas como externas recurrentes sobre el terreno, que se construyen al objeto de dar seguridad a los taludes y a las márgenes de los cauces resultantes de la obra. Se suelen instalar sobre puntos singulares, que requieren especial atención, como estribos, puentes, pasos superiores o inferiores, etc. Se pueden realizar a base de mampostería trabada, escolleras, piezas prefabricadas en hormigón y, cada vez con mayor frecuencia, gaviones o colchones de revestimiento, ya sean rígidos o flexibles (Figura 5). Estos últimos, los gaviones de revestimiento, tienen la ventaja de presentar mayor elasticidad estructural

y su permeabilidad a la vegetación, con lo que su integración paisajística es siempre posible. Además, si son flexibles, serán especialmente recomendables en situaciones en que las tensiones de empuje y arrastre de los cauces en las entradas o salidas de las obras de fábrica provoquen el socavamiento, rotura y arrastre de las estructuras más rígidas.



Figura 5. Gavionado flexible como refuerzo de la salida de un paso inferior. Jabalquinto, Jaén.

III. TÉCNICAS DESTINADAS A INCREMENTAR LA FERTILIDAD DEL SUELO

Con frecuencia, los taludes de las infraestructuras viales son poco fértiles, hasta el punto de que su escasa fertilidad puede dificultar la colonización vegetal natural o promovida a través de hidrosiembras y plantaciones. Por ello, el incremento de la fertilidad del suelo mediante enmiendas orgánicas y fertilizantes inorgánicos es recomendable (Valdecantos *et al.*, 2004).

1. Fertilizantes inorgánicos

Los fertilizantes inorgánicos utilizados más frecuentemente son de liberación lenta. Estos fertilizantes son sencillos de aplicar, aportan las dosis necesarias de nitrógeno, fósforo y potasio, nutrientes particularmente importantes para el desarrollo vegetal, y normalmente implican el aporte de cantidades nimias de elementos que pudieran ser perjudiciales o contaminantes. Estos fertilizantes, sin embargo, son fácilmente lavables, por lo que deberían ser incorporados en el sustrato, para facilitar su acceso y evitar la exportación por escorrentía y viento, evitando así

su desplazamiento antes de que se produzca el establecimiento y crecimiento de las especies herbáceas o leñosas. Teniendo en cuenta sus resultados y la elevada disponibilidad de enmiendas orgánicas, los fertilizantes inorgánicos suelen emplearse exclusivamente como complemento a otras técnicas, como las hidrosiembras.

2. Enmiendas orgánicas

Las enmiendas orgánicas tienen la ventaja de que, además de aportar nutrientes básicos para las plantas, incrementan la cantidad de materia orgánica del suelo y, con ello, mejoran otras propiedades físico-químicas del sustrato. Suelen incrementar la capacidad de retención de agua del suelo, de particular importancia en medios mediterráneos, aunque esto dependerá del tipo de enmienda orgánica y el clima donde se aplica, pudiendo llegar a darse el efecto contrario (Fuentes *et al.*, 2007). Otra ventaja del uso de estas enmiendas es que permite la

reutilización de restos orgánicos (residuos sólidos urbanos, residuos procedentes de ganadería y lodos de depuradora; Cortina y Vallejo, 2004). Finalmente, la incorporación de compuestos orgánicos podría contribuir a mejorar los resultados de otras intervenciones ecotecnológicas, como las mantas orgánicas y las hidrosiembras (Fuentes *et al.*, 2002; véase también un ejemplo de éxito en la descripción de las técnicas de introducción de herbáceas). De forma ideal, las enmiendas orgánicas deben ser mezcladas con la capa más superficial (aproximadamente los primeros 50 cm) del sustrato original; de esta

forma evitaremos problemas de erosión y de pérdida o lavado de la enmienda aportada, reduciendo el contacto entre la planta y la enmienda.

Antes de fertilizar, debemos tener en cuenta que, idealmente, el porcentaje de materia orgánica del sustrato debería estar cercano al 1,5% y la salinidad nunca debería superar los 4 ds/ m³. Las Tablas 2 y 3 explican en detalle qué variables y análisis de suelo deberíamos considerar y qué rangos de valores deberemos tolerar a la hora de decidir si el suelo es útil y si debemos corregir su fertilidad.

Tabla 2. Propiedades físico-químicas cuyo control es recomendable para definir la calidad de un sustrato. Se indican métodos analíticos para su determinación.

VARIABLE	GRADO DE IMPORTANCIA	MÉTODO ANALÍTICO
Contenido de humedad		
Granulometría		Tamizado
Elementos gruesos	++	Tamizado y sedimentación
Textura (<2 mm)	++	
Densidad aparente	++	Cubicaje ^a
pH	++	Suspensión acuosa 1:2,5
Salinidad	++	CE extracto en pasta saturada
Carbonatos	++	Calcímetro Bernard
Materia orgánica	++	Walkley & Black
Nitrógeno total	+	Kjeldahl
Fósforo asimilable	+	Olsen
Potasio asimilable	+	Extracción en acetato amónico
Metales pesados	++(*)	Tratamiento ácido

Los signos positivos (+) indican grado de importancia de cada indicador de calidad: + aconsejable; ++ necesario; +++ imprescindible. (*) únicamente importante en enmiendas orgánicas o tierras de procedencia desconocida.
^a: Es necesario medirlo en grandes volúmenes. CE: conductividad eléctrica. Modificado de Jorba y Vallejo 2008.

Tabla 3. Niveles recomendados de diversas propiedades físico-químicas de los sustratos aptos para la restauración y límites legales para su aplicación.

	SUELO		COMPOST	FANGOS EDAR	
	MÍNIMO	MÁXIMO			
Granulometría (%)					
250-75 mm	-	25	-	-	-
75-2 mm	-	75	-	-	-
<2 mm	20	-	-	-	-
<0,002 mm	5	-	-	-	-
Textura	Clases francas		-	-	-
Densidad aparente (Tas/m³)	-	1,8	0,6-0,8 (d)	1 (d)	
Carbonatos totales (%)	-	60	--	-	
pH (1:2,5)	5,5	8,7	-	5,5-9	
MO %	0,8 - 1,0		≥35	<80	
Grado de estabilidad MO (% MO seca)	-	-	≥35 (d)	≥30 (d)	
Nitrógeno total (%)	0,05	0,3	-	-	
Fósforo asimilable (mg/kg)	10	50	-	-	
Potasio asimilable (mg/kg)	50	-	-	-	
Salinidad, CE (dS/m a 25 °C)	-	4	-	-	
Humedad (%)	-	-	30-40	<80	
C/N	-	-	<20	-	
Cadmio (mg/kg)	-	1,5	3	10	40
Cobre (mg/kg)	-	100	400	1.000	1.750
Níquel (mg/kg)	-	70	100	300	400
Plomo (mg/kg)	-	100	200	750	1.200
Zinc (mg/kg)	-	200	1.000	2.500	4.000
Mercurio (mg/kg)	-	1	2,5	10	25
Cromo (mg/kg)	-	100	300	1.000	1.500

Modificado de Valdecantos et al. 2004, Jorba y Vallejo 2008. CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica.

Sin embargo, las enmiendas orgánicas presentan algunos problemas:

- La maquinaria normalmente utilizada para mezclar estas enmiendas orgánicas con el suelo no permite trabajar en pendientes elevadas, haciendo imposible trabajar en taludes con pendientes muy elevadas, aunque esto dependerá del rango de actuación de la maquinaria disponible. No obstante, existe la posibilidad de mezclarlas en pilas junto con el sustrato, antes del esparcimiento de este por el talud, o bien aplicarlas mediante hidrosebradora directamente sobre la superficie del talud. De esta forma aumentaremos el rango de pendientes en el que estas enmiendas orgánicas serían aplicables.
- Pueden aumentar la salinidad del suelo en climas secos, originando problemas de toxicidad y reduciendo así el crecimiento vegetal. Este factor es particularmente relevante en medios mediterráneos, en los que la sequía estival intensifica el efecto de las sales. Para evitar estos problemas, se recomienda una dosis media de aproximadamente 4 kg de enmienda orgánica por m² (Fuentes *et al.*, en prensa) si bien esta dosis máxima dependerá de la fertilidad del sustrato, las condiciones climáticas, y el tipo de enmienda orgánica utilizada. A continuación se resumen los cálculos para estimar la cantidad de enmienda necesaria para llevar el suelo a un contenido de materia orgánica de aproximadamente 1,5% (valor recomendado):

Si X = peso de compost respecto al total (%), A = concentración de materia orgánica del sustrato original (%) y Bm = concentración de materia orgánica de la enmienda orgánica (%; véase Tabla 3).

$$[A \times (X - 100)] + [B \times X] = 1,5$$

- Debemos tener muy en consideración los contenidos en metales pesados de estas enmiendas, ya que en muchas ocasiones las elevadas concentraciones de zinc (Zn), cobre (Cu) y cadmio (Cd) pueden originar problemas graves de contaminación y toxicidad del suelo (Tabla 3). También deberemos asegurarnos de que la enmienda que apliquemos cumpla la legalidad vigente en cuanto a otras variables importantes, como contenido de contaminantes orgánicos y microorganismos patógenos.

3. La aplicación de fertilizantes de forma heterogénea es más recomendable que hacerlo de forma homogénea en todo el talud

Las especies vegetales difieren en sus estrategias ecológicas. Esto es, hay especies adaptadas a crecer en sustratos poco fértiles, pero que no toleran la competencia con otras especies, y otras que necesitan sustratos más fértiles, pero que gracias a sus mayores tasas de crecimiento o a su mayor habilidad para capturar los recursos disponibles son superiores competitivamente, pudiendo desplazar a otras especies en ambientes favorables. El incremento de la fertilidad del suelo siempre va a favorecer a las especies competitivas. En el caso de que sea el objetivo de la restauración el asegurar una máxima biomasa y cobertura vegetal, fertilizar de forma homogénea será la estrategia más recomendable. Sin embargo, en ocasiones es deseable conseguir comunidades vegetales diversas. Para conseguir este objetivo debemos promover la estructura heterogénea de los ecosistemas naturales, donde zonas con un elevado nivel de nutrientes están dispersas en una matriz de suelo más pobre. En la práctica, para conseguir este objetivo bastará con aplicar de forma heterogénea (p.e., en bandas o manchas) cualquier medida ecotecnológica para aumentar la fertilidad. Para facilitar el éxito de esta medida, podemos utilizar esta aplicación heterogénea en conjunto con una plantación/siembra selectiva de especies, concentrando las especies pioneras en las partes no fertilizadas, y las especies más competitivas en zonas más fértiles (Booth *et al.* 1999). De esta forma podemos compatibilizar dos objetivos de la restauración ecológica de los taludes de carretera, esto es, reducir la erosión (la biomasa que crezca en las zonas más fertilizadas debería ser suficiente para ello) y una mayor diversidad y aceleración de la sucesión secundaria (quedarán huecos libres para la llegada de nuevas especies); la aplicación heterogénea de este tipo de técnicas supondría, además, una reducción de costes.

4. Una mayor fertilidad del suelo no siempre es positiva

Como se discute en el apartado siguiente relativo a la introducción de especies herbáceas, la inclusión de especies de crecimiento rápido no siempre es recomendable, ya que pueden obstaculizar la llegada y establecimiento de otras especies, reducir la diversidad y frenar la sucesión secundaria (Matesanz *et al.*, 2008; García-Palacios *et al.*, 2010).

Además, pueden conllevar la introducción de especies invasoras, tanto en los taludes restaurados como en las zonas cercanas, generando problemas ambientales graves (Constán-Nava *et al.*, 2007; Matesanz *et al.*, 2008). En algunos taludes podemos encontrar suelos fértiles y adecuados para el crecimiento vegetal, donde la fertilización no es necesaria. Sin embargo, estos taludes son sistemas proclives a albergar especies agresivas o incluso invasoras, capaces de explotar al máximo los recursos disponibles reduciendo la presencia de las demás especies. Esto reduce la diversidad biológica de los herbazales de talud, y nos aleja del objetivo final de la restauración, por lo que, en estos casos, la reducción de la fertilidad del suelo puede ayudarnos a reducir la presencia de especies indeseables. Esta reducción de los nutrientes del suelo restará habilidad competitiva a las especies agresivas, permitiendo la presencia de un mayor número de especies. La medida mejor estudiada y más efectiva para reducir la fertilidad del suelo es la fertilización con carbono (ya sea azúcar, serrín, paja de cereal, residuos de papel, restos de poda

triturados, etc. Podéis dirigiros al Capítulo 4 para más información). Esta técnica permite aumentar la relación entre carbono y nitrógeno del suelo, haciendo más difícil para las plantas la asimilación de nitrógeno, elemento esencial para su crecimiento. Con esta medida se puede reducir la dominancia de estas especies agresivas, adaptadas a obtener de una forma más rápida y eficaz que otras especies este nutriente del suelo. Aunque desconocemos si ha sido probada en la restauración de taludes españoles, esta técnica ha funcionado con éxito en la restauración de otros sistemas mediterráneos en California (Gillespie y Allen 2008) y en herbazales, donde la fertilización con carbono redujo en un 54% (Minnesota) y en un 62% (Ohio) la biomasa de especies invasoras (Blumenthal *et al.*, 2003, Averett *et al.*, 2004). El uso del material rico en carbono aplicado deberá estar sujeto a la cercanía de los diversos materiales anteriormente citados, para evitar el encarecimiento de esta medida, y debe ser aplicada únicamente en lugares con sustratos ricos donde la amenaza de dispersión de estas especies invasoras o agresivas sea elevada.

IV. TÉCNICAS DESTINADAS A MEJORAR LA LLEGADA Y ESTABLECIMIENTO DE HERBÁCEAS (HIDROSIEMBRAS)

La introducción de especies herbáceas es una de las técnicas más populares para la restauración de taludes de infraestructuras lineales debido a su potencial capacidad para proteger el suelo a corto plazo. El objetivo principal de estas técnicas es aumentar rápidamente la cubierta vegetal a través de la siembra de especies vegetales de rápido crecimiento, que deben dar paso más adelante a especies perennes y leñosas, típicas de etapas sucesionales más avanzadas.

La técnica más empleada para acelerar el establecimiento de esta cubierta herbácea es la hidrosiembra. Con frecuencia, esta técnica constituye el mayor porcentaje del presupuesto dedicado a las medidas preventivas. Esta técnica consiste en la proyección sobre el terreno de una mezcla acuosa de semillas, mulch, fertilizantes y sustancias adherentes (Tabla 4). Es una técnica de fácil aplicación a gran escala, porque se realiza con medios mecánicos especializados, dotados de equipos de

bombeo (Figura 6). Las siembras muestran las siguientes ventajas:

- La vegetación se establece un 20-25% más rápido que con cualquier otra alternativa mecánica o siembra manual.
- El mulch de fibras vegetales del que se acompaña la hidrosiembra genera condiciones favorables para una rápida germinación.
- Se pueden alcanzar taludes difícilmente accesibles.

En el Capítulo 5 de este manual se puede encontrar información detallada sobre algunas especies de hierbas que pueden funcionar en algunas zonas del sur, sudeste y centro peninsular. Además, se facilita una clave dicotómica donde se describe bajo qué condiciones es más recomendable el uso de esta técnica.



La hidrosiembra es una técnica muy extendida para revegetar taludes de infraestructuras lineales. A continuación se muestran una serie de especies que habitualmente forman parte de los cócteles de semillas que se aplican mediante esta técnica. En la página de la izquierda, alfalfa (*Medicago sativa*), sobre estas líneas, de izquierda a derecha y de arriba abajo: pipirigallo (*Onobrychis viciifolia*), Agropyron cristatum subsp. *pectinatum*, dactilo (*Dactylis glomerata*) y cañuela (*Festuca arundinacea*). Cabe destacar que solo las dos últimas especies son autóctonas de la flora peninsular. Autor: Ignacio Mola.

Tabla 4.
Ejemplo de composición característica de una hidrosiembra comercial.

ESPECIES AUTÓCTONAS	ESTABILIZADOR	ABONO	MULCH	TIPO DE MULCH	AGUA	ÁCIDOS HÚMICOS
300 kg de semillas/ha	20 kg/ha (aunque varía mucho en función del tipo de producto)	400 kg/ha	2.000 kg/ha	Fibra corta de madera, heno y alfalfa	2.000 l/ha	100-150 kg/ha



Figura 6. Hidrosiembra de un talud de desmonte desde un camión con moto-bomba. (Foto: María Altamirano-OHL).

V. INTRODUCCIÓN Y ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES LEÑOSAS

Como se ha mencionado con anterioridad (Capítulo 6), la introducción de especies leñosas tiene gran interés en la restauración ecológica. La cubierta de leñosas puede acelerar la sucesión secundaria, requiere escaso mantenimiento (disminuye la frecuencia de siegas),

mejora la integración paisajística y garantiza ciertas funciones asociadas a las plantas herbáceas. La Tabla 5 enumera las principales alternativas ecotecnológicas y los materiales leñosos vivos que se adecuan a cada una de ellas.

Tabla 5.
Técnicas constructivas de ingeniería natural y materiales leñosos adecuados para su implementación (adaptado de Schlüter 1986).

MATERIAL LEÑOSO VIVO	SISTEMAS CONSTRUCTIVOS SIMPLES	SISTEMAS CONSTRUCTIVOS COMBINADOS
Varas	Cubierta de ramas Fajinas Trenzados o empalizadas	
Tallos y ramas	Fajinas de vegetación Drenaje vegetado Fajinas Trenzados o empalizadas	Gradas de vegetación (Enrejados) Gaviones vegetados Muros tipo ‘Cribwall’ y otros muros de soporte (entramados)
Estacas	Estaquillado	Muros de piedra seca
Raíces	Tocones enraizados viables	Escolleras
Plantas enraizadas	Establecimiento de leñosas Fajinas de vegetación	Tierra armada
Semillas	Siembras	

Los métodos de establecimiento de la vegetación son muy variados. En este capítulo los clasificamos en tres grandes grupos:

- Establecimiento de la vegetación sin apoyo de estructuras artificiales.
- Establecimiento de la vegetación con apoyo de estas (técnicas combinadas).
- Técnicas complementarias.

1. Establecimiento de la vegetación sin apoyo de estructuras artificiales

Se pueden establecer dos grupos:

- *Técnicas de cobertura:* destinadas a evitar la erosión superficial mediante el incremento rápido de la vegetación, se discuten ampliamente en el apartado dedicado a la erosión de este mismo capítulo.

- **Técnicas de estabilización:** permiten estabilizar el terreno hasta un máximo de 2 m de profundidad, aproximadamente, utilizando plantas leñosas obtenidas por reproducción vegetativa colocadas en filas horizontales. Las plantas deben ser capaces de emitir raíces adventicias, de modo que puedan originar un entramado que permita la fijación y estabilización del terreno. Estas técnicas son de muy difícil dimensionamiento, desde el punto de vista de los parámetros mecánicos, por lo que es recomendable cierta experiencia para que cumplan su objetivo de forma satisfactoria.

Este conjunto de técnicas se aplica únicamente cuando existe una garantía de que durante su desarrollo no se producirán perturbaciones que puedan generar riesgos inaceptables o cuando estos riesgos no justifiquen la utilización de métodos de estabilización más costosos.

a. Estaquillados

Consisten en la utilización de trozos de ramas verdes hincadas en el suelo. Las ramas, de varios años, deben estar sanas, mostrar una corteza fina, sin ramas laterales y sin estrías, y deben tener una longitud media de 40-100 cm y un diámetro de 2-8 cm. Deben estar afiladas por un extremo, para facilitar su inserción hasta que apenas 5 cm emerjan de la superficie. Es muy importante que la longitud sea suficiente para llegar hasta el nivel freático u horizontes edáficos con suficiente humedad durante el verano.

Esta técnica permite la introducción sencilla y rápida de un gran número de plantas, que asegurará a medio-largo plazo una cobertura y una estructuración radicular densa de los taludes. Puede también incluirse en esta técnica la utilización de estacas de sauce de 2-3 m de longitud para seguridad y anclaje de los taludes de márgenes de ríos. Esta técnica está especialmente recomendada para reparar pequeños deslizamientos y asentamientos debidos al exceso de humedad del suelo, en lugares sin problemas graves de estabilidad. También se emplea como fijación de otros elementos de control de la erosión, como los geotextiles, las mantas orgánicas, etc. También ayuda al control de la erosión, permitiendo la estabilización de taludes sometidos a la erosión fluvial. Cuando las estaquillas se han desarrollado, la cubierta vegetal contribuye a estabilizar el talud y, si las especies introducidas no son agresivas o demasiado competitivas con otras especies, pueden favorecer la colonización por otras especies del entorno. Los estaquillados se adaptan muy bien a la instalación de vegetación en escolleras, por permitir una instalación posterior a la construcción de la escollera, asegurando, de este modo, su revegetación sin necesidad de intervenciones aparatosas o caras. Solo es necesario abrir agujeros donde se introduce suelo y se clava la estaquilla, garantizando que esta quede clavada en el suelo subyacente a la escollera (Figura 7).

Importa aún referir el interés de la utilización de estaquillas para fines estructurales y funcionales, como en empalizadas de retención de escorrentía en cárcavas (Figura 6), en cepillos o peines vivos de reconstrucción de orillas erosionadas, o en cunetas de drenaje.

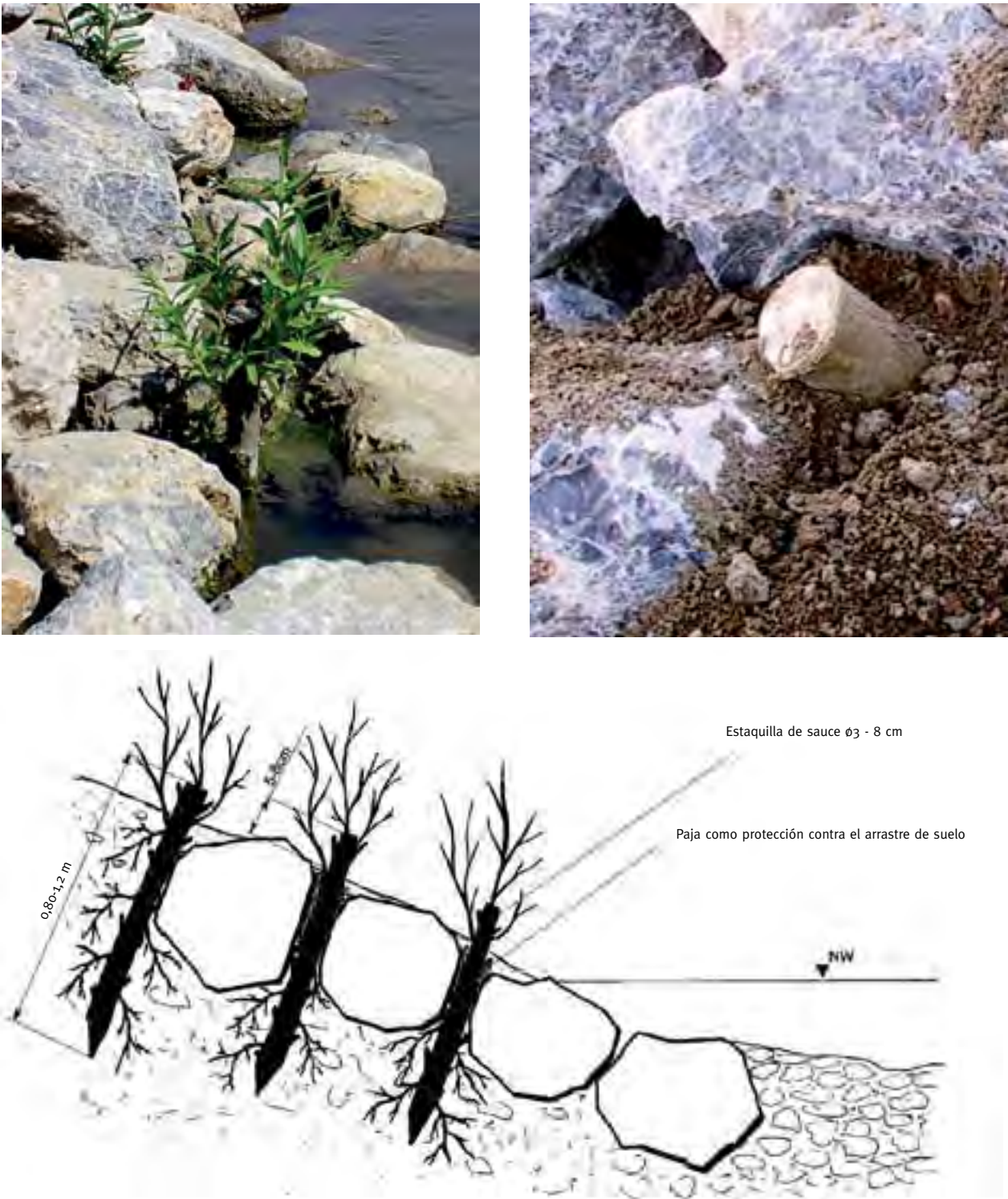


Figura 7. Estaquillados en escolleras (adaptado de Florineth 2004).

b. Empalizada trenzada viva

Constituye, junto con las fajinas, la técnica de más diversa utilización desde la antigüedad. Puede ser utilizada en la protección de orillas fluviales y en la estructuración y consolidación de taludes. Es también

una técnica de ejecución sencilla, que consiste en la realización de un trenzado de ramas vivas de sauce (u otras especies adecuadas a la ecología y condiciones del lugar), que se anclarán al suelo mediante estacas (que pueden ser vivas) o piquetas. (Figura 8).

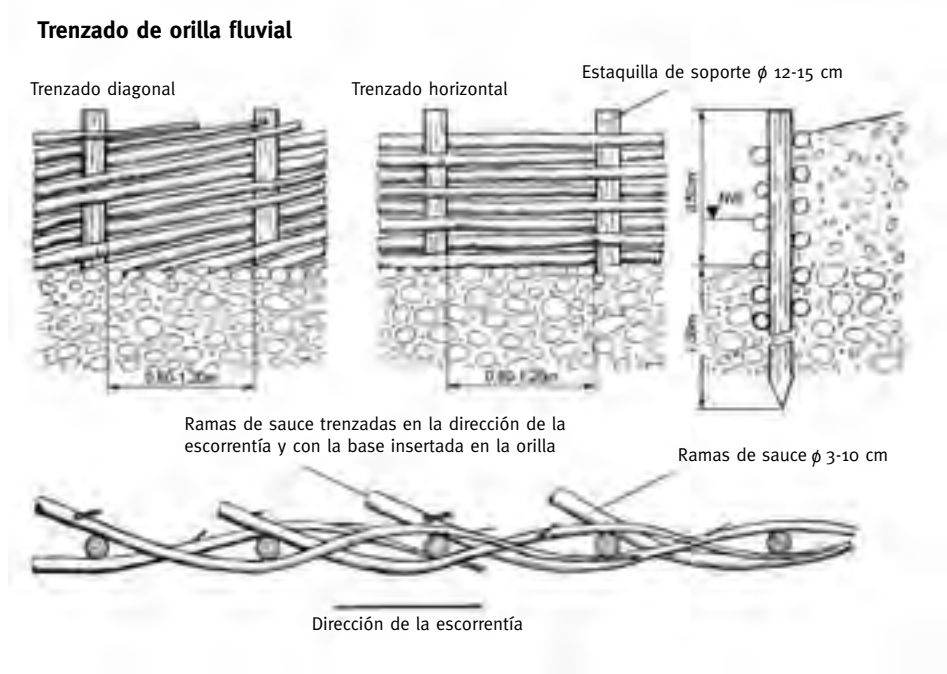


Figura 8. Empalizadas trenzadas vivas en la orilla de un río (taller AEIP, Orense, 2008; taller Ripidurable, Alpiarça, 2007; adaptado de Florineth 2004).

Esta técnica es muy útil para la protección de orillas de ríos donde la velocidad máxima del agua sea inferior a 3,5 m/s (hay autores que indican un límite mucho más bajo, alrededor de 1,5 m/s). También se suelen utilizar en taludes para la estructuración de la capa superficial del suelo (hasta unos 20 cm de profundidad). Esta utilización presenta limitaciones debido a la necesidad de una elevada humedad, que garantice el desarrollo vegetativo del material utilizado. Como alternativa, podemos utilizar material muerto para apoyar el éxito de plantaciones de ejemplares ya enraizados (véase también el apartado de este capítulo dedicado a las fajinas). En taludes hay diversos modos de instalación, siendo los principales, las empalizadas en diagonal (Figura 9) y las empalizadas horizontales sencillas.



Figura 9. Empalizada trenzada en diagonal en la consolidación de taludes.

c. Cobertura o estera de ramaje

Esta técnica es particularmente adecuada para aumentar la cobertura y promover la consolidación de orillas de ríos donde se registra torrencialidad y velocidades muy elevadas (tensiones de arrastre superiores a 200 N/m²). Consiste en recubrir el talud con una capa de ramas de varios metros de longitud, disponiendo el extremo más grueso bajo el nivel del agua y la parte ramificada en la zona superior de los taludes (Figura 10). Se fijan utilizando piquetas o estacas dispuestas

en diagonal, a intervalos de 1,5 m. A estas estacas se fija un alambre grueso, que se tensa al clavar las estacas, presionando las ramas contra el suelo. La base es, a continuación, consolidada con piedras en escollera (para ríos de elevado caudal y velocidad) o bien con fajinas o troncos de madera, en ríos más tranquilos. Toda la estructura es finalmente cubierta con una ligera capa de suelo. Su construcción, a pesar de ser relativamente sencilla, exige cuidados particulares para garantizar su eficacia y resistencia al flujo del agua. Las esteras protegen al talud de la acción de la corriente, y desarrollan con el tiempo una espesa franja de vegetación. El rozamiento de la corriente con la estera reduce su velocidad y, por consiguiente, su energía erosiva. Las ramas detienen los materiales y sedimentos arrastrados, con lo que se crea un colchón protector que aísla la orilla de la acción directa del agua y del oleaje (Mataix 2003). No obstante, es fundamental fijar bien estas esteras de ramaje al suelo, ya que, después de lluvias importantes, estos materiales podrían ser arrastrados, llegando a bloquear los conductos de desagüe del talud y provocar problemas serios.

Esta técnica es muy exigente en material, tiempo y mano de obra especializada (p.e., para la construcción de la escollera es necesaria maquinaria pesada), por lo que solo debe ser utilizada en zonas donde se debe garantizar una protección inmediata y de elevada eficacia contra la erosión fluvial. Se adapta particularmente a la reconstrucción de frentes de erosión activos y a la protección de infraestructuras como puentes y represas. Hay que tener presente que esta técnica solo se puede utilizar en orillas con una pendiente máxima de unos 30°. No se adapta a intervenciones en taludes no fluviales por su gran necesidad de agua.



Figura 10. Fijación con alambres tensos (taller práctico, Viena, Austria).

d. *Lecho de ramajes*

Este es un sistema clásico y muy eficaz de consolidación de taludes y pendientes. Tiene la ventaja de asegurar inmediatamente una estructuración de la pendiente hasta una profundidad de 1,5 m aproximadamente. Puede ser realizado mediante ramas de plantas susceptibles de crecer o en combinación con plantas enraizadas criadas en vivero. Es apto para taludes de suelo desnudo y puede integrarse en muros armados de mantas orgánicas. La mayor limitación que presenta este método es que son pocas las plantas que tienen capacidad de desarrollo vegetativo en condiciones de baja humedad que suelen presentar los taludes y laderas en medios mediterráneos. En estos ambientes es recomendable utilizar solo planta cultivada en contenedor o, en su defecto, plantas a raíz desnuda (véase Capítulo 6).

La construcción de lechos de ramaje es muy sencilla. Se empieza por excavar una primera berma con

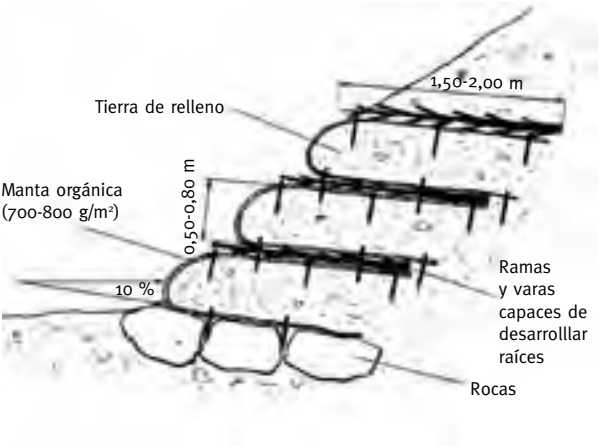


Figura 11. Muro verde de tongadas de suelo introducido en mantas orgánicas con lechos de ramaje entre las tongadas (Meran, Austria; tomado de Florineth 2004).

2. Establecimiento de la vegetación con apoyo de estructuras artificiales (técnicas combinadas)

El establecimiento espontáneo de la vegetación en los taludes frecuentemente es muy difícil cuando las condiciones ambientales son muy limitantes. En estos casos, es recomendable la utilización de técnicas que realicen las funciones que la vegetación no puede hacer a corto y medio plazo, a la vez que facilitan su establecimiento. Estas intervenciones conjugan elementos vegetales con materiales inertes como madera, acero galvanizado, piedra u hormigón,

una contrapendiente superior de 5° y una profundidad entre 0,5-1,5 m (Figura 11). Se disponen enseguida las ramas y eventualmente las plantas ya enraizadas (de longitud igual o superior a la profundidad de la berma), de modo que cubran la berma. Las ramas deben sobresalir del terreno unos 10 cm, para favorecer el rebrote. Finalmente, se abre una nueva berma 1,5-3,0 metros más arriba, utilizando el suelo extraído para rellenar la berma inferior; este procedimiento se repite hasta culminar la pendiente. Estos lechos se adaptan también a sistemas constructivos combinados, como son los muros verdes armados de mantas orgánicas, donde se utilizan los lechos de ramajes entre las ‘almohadas’ o tongadas de suelo introducido (Figura 11). Esta técnica se adapta a la construcción de muros verdes, inclusive muros de protección contra el ruido, aunque no son nada recomendables en medios secos, ya que el establecimiento de plantones o estaquillas de este tamaño es muy difícil en estos medios.



materiales que actúan como estabilizadores hasta que las plantas son capaces de realizar esta función.

Existen dos tipos de estructuras combinadas: a) las estructuras de soporte que se destinan a estabilizar una masa de tierra muy inestable en profundidad (equiparables, en términos geotécnicos, a muros de soporte) y b) las estructuras de cobertura y consolidación destinadas a estabilizar las capas más superficiales del suelo (hasta 30 cm). La presencia de especies leñosas en estas estructuras es de importancia capital, ya que garantizan su eficacia a medio-largo plazo. El desarrollo de la vegetación,

y especialmente el crecimiento de raíces resistentes y profundas, proporciona cohesión y anclaje a las distintas capas de suelo, haciendo innecesarias las estructuras inertes de soporte.

a. *Entramados vivos*

Estas estructuras se adaptan muy bien al soporte de pendientes, y a la protección y reconstrucción de orillas fluviales muy degradadas. También pueden servir en obras transversales de disipación de energía en cauces torrenciales de montaña. Su construcción se hace con troncos de diámetro de

entre 10 y 40 cm, en capas alternas, presentado normalmente una pendiente estructural de unos 5-10° (Figura 12). Su estructura puede ser sencilla, es decir, con solo una pared longitudinal frontal (Figura 13), o doble, con dos paredes longitudinales (Figura 12). Puede ser anclado con estacas o piquetas en medios muy inestables en profundidad. Posteriormente se rellena con tierra, y en cada nivel se distribuyen ramas con capacidad vegetativa o plantas con raíces, de modo que lleguen al suelo de la base. Pueden incluir rellenos de piedra en la base o estar asociados a drenaje en las aplicaciones en pendientes.

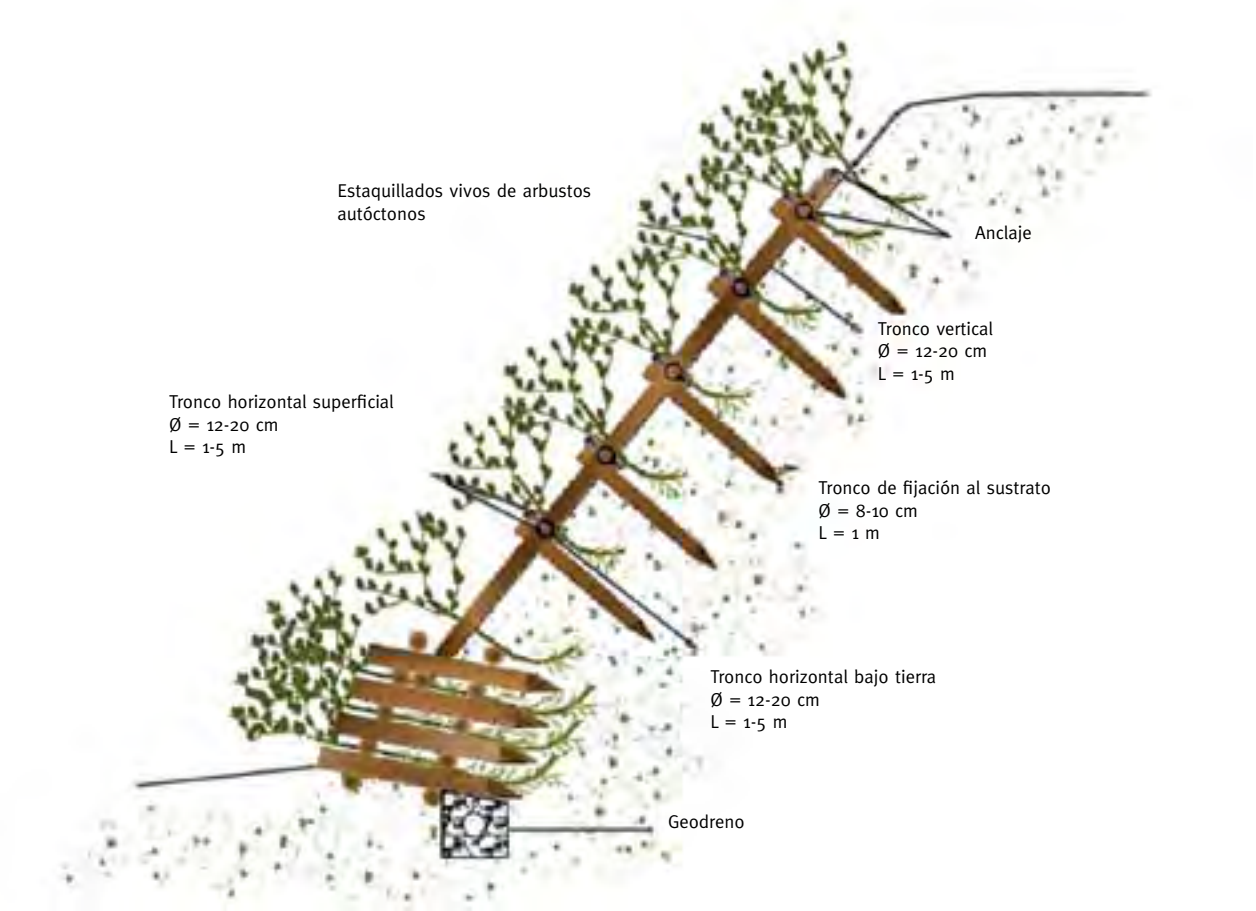


Figura 12 Entramado vivo doble combinado con un enrejado vivo y un drenaje para el soporte y consolidación de una pendiente (tomado de Martinho 2005).

Tradicionalmente, la fijación de los palos transversales se ha hecho con clavos. Actualmente, se recomienda el sistema de ‘junta tipo bandera’, con el fin de minimizar heridas en el leño con el consiguiente riesgo de invasión de patógenos. En función del medio, del tipo de aplicación y de la intensidad de los factores de tensión a que

estarán sujetas, así se distinguen los procedimientos constructivos.

- *Obras fluviales*

En estas obras, debido a la acción erosiva, hay que garantizar que las áreas abiertas estén protegidas

contra la erosión por filtros de piedras, fajas o geotextil, de modo que se garantice la integridad estructural de la construcción.

- Longitudinales (protección o reconstrucción de orillas): este tipo de intervenciones, debido a la permanente acción erosiva del agua, tienen que ser cerradas en la parte frontal con piedras y fajas, de modo que impidan la erosión del material de relleno. La disposición relativa de los palos transversales (superpuestos o alternados) no es crítica, puesto que las tensiones son longitudinales (el flujo del agua del río).
- Transversales: utilizados normalmente como estructuras de retención torrencial, estos entramados son normalmente rellenos con piedra, pudiendo, sin embargo, incluir vegetación leñosa que pueda aumentar el efecto de retención del flujo hídrico. Esta vegetación estará compuesta por raíces o ramas con capacidad vegetativa.

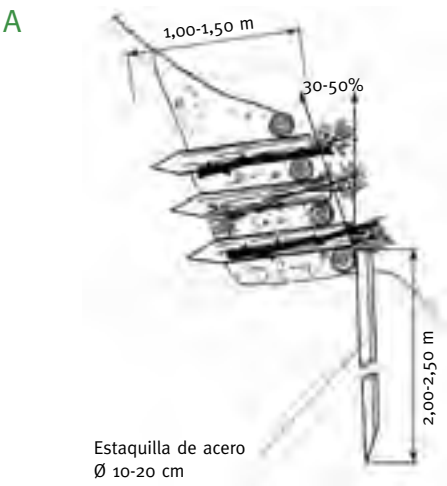


Figura 13. Entramado sencillo de una pared (A, tomado de Florineth 2004), entramado tipo 'Roma' (Paolo Cornellini, B), y entramado tipo 'Latina' (Paolo Cornellini y Sauli; 2005, C y D).

- Obras de consolidación y soporte en pendientes

En estas obras, en las que las tensiones son transversales, la estructura es crítica. Esta debe repartir estas fuerzas transversales de la forma más homogénea, por lo que es crítica, en este caso, la distribución alternada de los troncos. Esto es importante no solamente cuando los entramados son utilizados como muros de soporte, sino también cuando son utilizados como elemento estructural de soporte de una carretera donde la correcta distribución de cargas es crítica. Como el principal factor erosivo es la lluvia, no hay necesidad de instalar filtros entre los troncos, siendo suficiente respetar el ángulo de estabilidad del material de relleno para que la estructura quede estabilizada después de la construcción hacia el inicio del desarrollo de la vegetación.

- Otros tipos de entramados

En situaciones donde las tensiones y las masas del suelo que se pretende sujetar no exigen estructuras tan complejas y caras, como los entramados dobles, pueden utilizarse entramados sencillos de una sola pared, entramados tipo Roma o entramados modulares tipo Latina (Figura 13).



b. Gaviones revegetados con ramas vivas

Los gaviones son estructuras conformadas por una malla de alambre prefabricada que es rellena con piedras. Para revegetar estos gaviones, se les puede aportar una capa de tierra fértil, introduciendo después ramas vivas o plantas enraizadas de longitud superior a la anchura del gavión, de modo que se garantice un buen desarrollo de las raíces. Al enraizar y crecer estas plantas, ayudarán a fijar las estructuras al talud, dándole estabilidad, mejorando su integración paisajística y garantizando una estabilización esencialmente natural (Figura 14). Se utilizan en la defensa longitudinal de orillas, o para soporte y consolidación de taludes con pendientes muy elevadas o inestables.

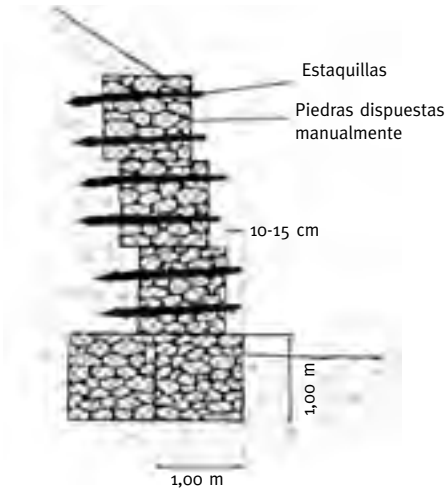


Figura 14. Gaviones revegetados: esquema de su estructura (Florineth 2004) y procedimiento de construcción.

c. Tierra armada (geotextiles reforzados con lechos de ramaje)

Para armar esta estructura se utilizan mallas de geotextil, que pueden estar reforzadas con mallas de acero, rellenas con unos 50 cm de tierra vegetal. Una vez construida la estructura, se procede a la plantación de especies leñosas o a la instalación de un lecho de ramaje, que mejorarán la estabilidad de toda la estructura y aumentarán la integración paisajística. Se utiliza este tipo de intervenciones en la estabilización

de taludes de pendiente media-alta, en zonas de ribera o en la construcción de muros de protección sonora.

d. Enrejado vivo

Los enrejados vivos son estructuras de madera de consolidación superficial de taludes con una altura de unos 20 m y pendientes de 30°, aproximadamente. Se destinan a consolidar las capas superiores de la pendiente hasta una profundidad de 30-40 cm (en función del tipo de entramado). Se construyen

utilizando troncos de diámetros entre 10 y 30 cm en una estructura enrejada sencilla o doble (Figura 12). La distancia vertical entre los distintos niveles transversales es función del ángulo de estabilidad del suelo, y debe garantizar la ausencia de movimientos de suelo. La introducción de la vegetación puede hacerse por plantación o estaquillado, y puede ser posterior a la construcción del enrejado. Eso significa que es posible construir el enrejado fuera del período vegetativo, a diferencia de lo que ocurre en la mayoría de sistemas descritos.

e. *Peldaños de leña*

Esta es una técnica sencilla de consolidación superficial de suelos erosionados y de reducción de la energía de la escorrentía por reducción de la trayectoria lineal del agua a lo largo de la ladera. Simultáneamente, constituyen un soporte magnífico para la instalación de vegetación por la acumulación de partículas finas y por la reducción de la erosividad en estos peldaños. Su construcción se hace clavando estacas a lo largo de la ladera, por detrás de las cuales se disponen horizontalmente uno o dos troncos. Detrás de estos se pueden construir lechos de ramaje o realizar plantaciones de leñosas. Facilitan también el éxito de siembras entre las líneas de peldaños, al reducir la energía de la escorrentía y la consecuente erosión.

VII. PREGUNTAS CLAVE

¿Necesitamos realmente aplicar medidas ecotecnológicas?

Depende del caso. Sobre todo tenemos que fijarnos en la gravedad de los efectos de la obra sobre los distintos procesos ecológicos y en si estos se pueden reestablecer de forma natural o no. También son importantes las constricciones a las que nos pueden llevar los plazos de las diferentes administraciones.

¿Qué procesos ecológicos están dañados?

Es fundamental estudiar en detalle cuáles son los procesos ecológicos que se han dañado. Por ejemplo, si no tenemos preocupación acerca de las limitaciones a la dispersión de las semillas de las especies vegetales de interés, no tiene sentido plantearse siembras.

¿Qué materiales son fáciles de conseguir y cercanos?

Para las semillas, las plantas, las fuentes de carbono, las enmiendas orgánicas y los distintos materiales

3. Técnicas complementarias

Junto con las técnicas constructivas propiamente dichas, se puede emplear otras técnicas que terminen y complementen las anteriores, pero que no cumplan un objetivo de estabilización o de protección contra la erosión. Es el caso de la plantación de especies leñosas, con el objetivo de acelerar el desarrollo de la sucesión, la creación de pantallas sonoras, los drenajes, etc. Este conjunto de técnicas se detallan en el Capítulo 5 de este manual.

VI. OTRAS TÉCNICAS

No es el propósito de este capítulo discutir técnicas que no tengan como objetivo final el reestablecimiento de una cubierta vegetal lo más parecida a la original posible. Sin embargo, creemos importante que el lector sepa de la existencia de otras posibles medidas (no ecotecnológicas) que pueden servir para aumentar la integración paisajística en zonas donde es completamente imposible cualquier otro tipo de restauración ambiental. El mejor ejemplo de esto son los productos de envejecimiento para disimular taludes y/o canteras de roca viva, que no son colonizables por la vegetación. Esta técnica no forma parte de la restauración ecológica, pero puede ser útil en ocasiones concretas (p.e., en canteras de mármol, donde la colonización vegetal es enormemente difícil en las paredes resultantes).

vegetales que se describen en este capítulo, deberemos dar preferencia a los que son originarios de la zona y, por tanto, potencialmente más adaptados a las condiciones locales.

¿Cuál es la medida más adecuada para mi sitio concreto (pendiente, tipo de suelo, clima...)?

Esta es otra de las preguntas clave que tiene difícil respuesta. En este capítulo tratamos de enfatizar que no se deben copiar ‘recetas’ directamente de proyectos de zonas con climas distintos, sin la previa evaluación crítica de sus limitaciones en nuestra zona. Tenemos que tener muy claras las técnicas disponibles, y cuál es la más barata, eficaz y menos dañina de todas las posibles para nuestro caso concreto. La breve descripción dada en este capítulo y las fuentes de información recomendadas ayudarán al lector a decidir. En este capítulo ofrecemos un árbol de decisiones (Figura 1) y una tabla-resumen sobre todas las técnicas mencionadas en este capítulo, los procesos que ayudan a reestablecer y su coste (Tabla 6), que esperemos que faciliten al lector la toma de esta difícil decisión.

Tabla 6. Resumen de las técnicas detalladas en este capítulo, los procesos que sirven para reestablecer, las situaciones en las que son más recomendables y una estima cualitativa de su coste.

TÉCNICA	CONTROL DE EROSIÓN	FERTILIDAD	ESTABILIDAD		INTRODUCCIÓN DE PLANTAS	DRENAJE	SE RECOMIENDA EN	COSTE
			<0,2 M	>0,2 M				
Mallas o enrejados metálicos							Taludes con pendientes elevadas, de roca fracturada o granulometría gruesa	Medio
Geomallas volumétricas							Taludes de pendientes elevadas (>40º), con suelos pobres de desmonte, mejora la retención de finos	Medio
Geoceldas							Canalizaciones y encauzamientos de barranco, aplicar junto con hidrosiembra. NO en taludes de pendiente 30º, ni desmontes	Medio
Mantas orgánicas							Control de erosión laminar, rellenado de regueros, cunetas y cárcavas, revestimiento de muros, soporte de trepadoras. Frenan elementos finos. Usar con fajas o biorrollos o con mallas sintéticas de gran duración	Medio/bajo
Mallas o redes orgánicas y/o sintéticas							Taludes verticales. Utilizar junto con geotextiles. Frena la erosión por cárcavas	Medio
Muros de pie							Reduce la erosión en taludes muy verticales, utilizar junto con geotextiles o mantas orgánicas	Alto

Tabla 6.
Resumen de las técnicas detalladas en este capítulo, los procesos que sirven para reestablecer, las situaciones en las que son más recomendables y una estima cualitativa de su coste (*Continuación*).

TÉCNICA	CONTROL DE EROSIÓN	FERTILIDAD	ESTABILIDAD		INTRODUCCIÓN DE PLANTAS	DRENAJE	SE RECOMIENDA EN	COSTE
			<0,2 M	>0,2 M				
Fajinas o fajinados							Restauración de cárcavas, riberas o lugares húmedos (fajinas vivas). Frenan la erosión en taludes no muy verticales (>35°). Conviene aplicar con técnicas a más corto plazo (mantas orgánicas, hidrosiembras, entramados de ramas)	Bajo
Lechos y entramados de ramas, y colchones de vegetación							Aplicable sobre todo en lechos de ríos. También para formar islas o como fitodepuradoras	Bajo
Encachados							Evitar socavamiento o arrastre de estructuras en lechos de río	Alto
Fertilización inorgánica							Aumenta fertilidad del suelo, es más recomendable la orgánica si el material disponible es bueno	Bajo
Fertilización orgánica							Aumenta la materia orgánica del suelo, reduce la erosión y mejora el establecimiento vegetal	Bajo
Fertilización con carbono							Taludes con elevada fertilidad y donde hemos detectado presencia de especies muy dominantes o catalogadas como invasoras	Depende de la cercanía de fuentes de carbono

Tabla 6.
Resumen de las técnicas detalladas en este capítulo, los procesos que sirven para reestablecer, las situaciones en las que son más recomendables y una estima cualitativa de su coste (*Continuación*).

TÉCNICA	CONTROL DE EROSIÓN	FERTILIDAD	ESTABILIDAD		INTRODUCCIÓN DE PLANTAS	DRENAJE	SE RECOMIENDA EN	COSTE
			<0,2 M	>0,2 M				
Hidrosiembras							Taludes de difícil acceso o con elevado riesgo de erosión. Utilizar conjuntamente con técnicas que aumenten la fertilidad del suelo. Véase Capítulo 5 de este manual	Medio
Estaquillado							Lugares con alta disponibilidad hídrica. Muy recomendado para pequeños deslizamientos debidos al exceso de humedad del suelo, o como fijación de geotextiles o mantas orgánicas. Revegetación de escolleras	Bajo
Empalizada trenzada viva							Protección de orillas (velocidad máxima de 1,5-3,5 m/s, si supera esto mejor estera de ramaje). Estructuración de taludes (siempre y cuando haya bastante humedad edáfica	Alto
Esteras de ramaje							Para lugares con riesgo fluvial muy elevado	Alto
Entramados vivos							Orillas de río muy degradadas, consolidación de pendientes en sitios húmedos	Medio

Tabla 6.
Resumen de las técnicas detalladas en este capítulo, los procesos que sirven para reestablecer, las situaciones en las que son más recomendables y una estima cualitativa de su coste (*Continuación*).

TÉCNICA	CONTROL DE EROSIÓN	FERTILIDAD	ESTABILIDAD		INTRODUCCIÓN DE PLANTAS	DRENAJE	SE RECOMIENDA EN	COSTE
			<0,2 M	>0,2 M				
Gaviones revegetados con ramas vivas							En protección de orillas, o para soporte y consolidación de taludes con pendientes muy elevadas o inestables	Medio
Tierra armada							Taludes de pendiente media-alta, en zonas de ribera o en la construcción de muros de protección sonora	Alto
Enrejado vivo							Consolidación superficial de taludes con una altura de hacia 20 m y pendientes de <30º	Alto
Peldaños de leña							Consolidación superficial de suelos erosionados y de reducción de la energía de la escorrentía	Bajo

VIII. ERRORES HABITUALES

En la restauración de infraestructuras lineales, con frecuencia aparecen problemas derivados de la ausencia de una correcta evaluación de alternativas. Cuando nos enfrentamos a la restauración ecológica de infraestructuras lineales (o cualquier otro tipo de restauración), la primera alternativa que debemos barajar es no actuar, dejando que los procesos naturales sigan su curso. Alternativamente, se puede corregir los procesos naturales necesarios para que la restauración ocurra de forma natural. Solo si las anteriores alternativas no ofrecen garantías de éxito, se debe acudir a la aplicación de las medidas de menor impacto y coste que permitan que estos procesos se reactiven. Si se estima que ninguna de estas opciones permitiría alcanzar los objetivos de la restauración, se debe aplicar técnicas de mayor impacto, que sustituyan de forma temporal los procesos ecológicos interrumpidos. Normalmente, las técnicas ecotecnológicas deberían ser aplicables sólo cuando la primera y la segunda alternativas

no son, *a priori*, viables. Será el gestor de la obra quien tenga que decidir las medidas más indicadas para cada situación. Además de los condicionantes puramente ecológicos, esta decisión dependerá del riesgo inminente de erosión, y de la presión social y política para conseguir una integración paisajística en el menor tiempo posible. La Figura 1 muestra las alternativas principales que deben considerarse en cada situación. Más adelante en este capítulo se ofrece más información sobre cada una ellas, y sobre las limitaciones que plantean.

Otro gran problema indirectamente asociado a la aplicación de estas técnicas es la forma y, especialmente, el período de ejecución. Además del fracaso de la intervención que conlleva una ejecución deficiente, el mal uso de estas técnicas supone con frecuencia un encarecimiento del proyecto de restauración. A lo largo de este texto aportamos diversos ejemplos de estas deficiencias.

IX. UN EJEMPLO DE ÉXITO

¿Dónde?

Autovía A-30, en su variante de Molina del Segura, Murcia (Figura 15).

¿Qué se hizo?

Con el objetivo de evaluar la efectividad de las mantas orgánicas en clima mediterráneo, se realizó un experimento para cuantificar la cantidad de sólidos arrastrados y niveles de supervivencia de plántulas sobre taludes en terraplén. Para ello se aplicaron mantas orgánicas a base de esparto y coco, comprobando los niveles de erosión del suelo y el crecimiento de los plantones introducidos. La eficacia del tratamiento se valoró comparándolo con un control con plantación e hidrosiembra, pero sin ningún tipo de manta orgánica (Contreras y Navarro-Quercop 1996, para más detalles).

¿Que ocurrió?

Las mantas orgánicas fueron mucho más eficaces que el control (Figura 16). Las pérdidas de suelo



Figura 15. Vista del talud del ejemplo.

en las parcelas protegidas con manta de esparto y de fibra de coco oscilaron entre 2 y 5 Tm/ha y año, mientras que en la parcela control el máximo de pérdida fue de 148 Tm/ha y año. Además de reducir la pérdida de suelo, sobre todo la de la fracción de granulometría más gruesa, las mantas orgánicas también incrementaron el desarrollo general de la plantación. Las zonas sin las mantas mostraron un riesgo evidente de descalce y desaparición de las plantas por efecto de la pérdida de suelo.

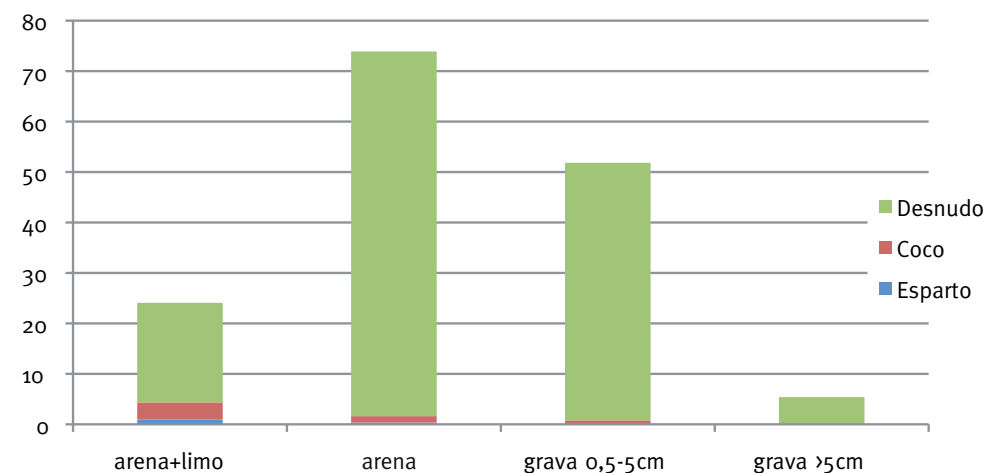


Figura 16. Resultados de la pérdida de sedimentos bajo los distintos tratamientos ensayados (manta de esparto, manta de coco y control).

X. UN EJEMPLO DE FRACASO

¿Dónde?

El grupo de trabajo de Ecología y Fisiología de Plantas Mediterráneas del Centro de Ciencias Medioambientales del CSIC, durante los años 2000-2005, llevó a cabo un proceso de seguimiento y mejora de las actuaciones de revegetación e hidrosiembra realizadas en dos tramos de la Autopista de la Costa del Sol (Málaga y Cádiz). La zona presenta una temperatura media de 18,5 °C y un régimen de precipitación de 873 mm anuales. Las formaciones litológicas más importantes están dominadas por areniscas y afloramientos calizos ocasionales.

¿Qué se hizo?

Los taludes fueron hidrosebrados con una mezcla comercial de semillas (mayoritariamente leguminosas y gramíneas) y componentes para estabilizar y fertilizar el suelo (véase Tabla 1). La densidad de la mezcla aplicada fue de 35 g/m². La hidrosiembra se realizó en dos pasadas: la primera con todos los ingredientes y la segunda solo con los estabilizantes y el mulch habitual.

¿Que ocurrió?

Mientras que en los terraplenes se halló una cobertura vegetal media de casi el 80%, en los desmontes

fue del 20%. La riqueza florística también fue mayor en los terraplenes. La comparación de terraplenes hidrosebrados con aquellos que no lo fueron reveló escasas diferencias en la cobertura, biomasa y riqueza de especies. La hidrosiembra no obtuvo mejores resultados que la propia colonización natural en estas condiciones favorables.

¿Por qué ocurrió y como solucionarlo?

- 1) Una de las principales causas es que la hidrosiembra se hizo fuera de la época recomendable. Hay que tener en cuenta el tipo de clima, el tipo de talud (en desmontes será siempre más difícil que funcione esta técnica), la pendiente y las características del suelo. También la existencia de vegetación próxima que ayude a la propagación de especies cercanas. Cuando estos factores son los adecuados, la hidrosiembra debería ser reconsiderada y, en ciertos casos, suspendida.
- 2) Las difíciles condiciones de los desmontes limitan la colonización de la vegetación, de ahí su escasa cobertura vegetal. En general, se recomienda mejorar la fertilidad del suelo y reducir la pendiente con la tierra vegetal o mediante otras medidas ecotecnológicas antes de hidrosebrar. La parte superior de los desmontes suelen tener una banda que frecuentemente está colonizada por vegetación natural a partir de la cual se produce la colonización del talud, por lo que se recomienda conservarla y promoverla.

Al contrario que el caso anterior, la revegetación de un tramo de la A-92, correspondiente a la zona de Vélez Rubio (Almería), ejecutada por Ferrovial, consiguió una elevada cobertura vegetal. En este caso, las principales diferencias fueron hidrosebrar en otoño, que es el período más adecuado

en esa zona, e incrementar previamente la fertilidad del suelo mediante la aplicación de estiércol. El incremento previo de la fertilidad del suelo ha aumentado notablemente el rendimiento de esta técnica en otros lugares, como, por ejemplo, en un tramo de la N-4 cercano a Bailén.

XI. BIBLIOGRAFÍA

Averett, J.M., R.A. Klips, L.E. Nave, S.D. Frey, y P.S. Curtis. 2004. Effects of Soil Carbon Amendment on Nitrogen Availability and Plant Growth in an experimental tallgrass prairie restoration. *Restoration Ecology* 12:568-574.

Blumenthal, D.M, N.R. Jordan, y M.P. Russelle. 2003. Soil carbon addition controls weeds and facilitates prairie restoration. *Ecological Applications* 13:605-615.

Booth, D.T, J.K. Gores, G. E. Schuman, y R.A. Olson. 1999. Shrub Densities on Pre-1985 Reclaimed Mine Lands in Wyoming. *Restoration Ecology* 7:24-32.

Constán-Nava, S., A. Bonet, B. Terrones, y J.L. Albors. 2007. Plan de actuación para el control de la especie *Ailanthus altissima* en el Parque Natural del Carrascal de la Font Roja. Alicante. *Bol. Europarc* 24:34-38.

Contreras V., y A. Navarro-Quercop. 1996. Recuperación de la productividad de 10.000 has. de espartizal en el sureste español a través de la inversión en sistemas de protección vegetal contra la desertización. III Congreso Nacional de Medioambiente. Tomo 2. Madrid, España. 787-793 pp.

Cornelini, P, y G. Sauli. 2005. Manuale di Indirizzo delle scelte progettuali per interventi di Ingegneria Naturalistica. Ministero dell’Ambiente y della Tutela del Territorio, Roma.

Cortina, J., y R.M. Vallejo. 2004. Restoration Ecology. *Encyclopedia of Life Support Systems*. UNESCO-EOLSS Publishers Co. (formato digital).

Florineth, F. 2004. Pflanzen statt Beton. Patzer Verlag, Berlin. 272 pp.

Fuentes, D., J. Cortina, A. Valdecantos, G. Casanova, y V.R. Vallejo. 2002. Seedling performance in bio-solid-amended degraded Mediterranean ecosystems.

pp. 149-150. In ‘Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions’. A. Faz, R. Ortiz y A.R. Mermut, eds. Quaderna Ed. Cartagena. ISBN: 84-95383-23-3.

Fuentes, D., K. B. Disante, A. Valdecantos, J. Cortina, y R. Vallejo. 2007. Response of *Pinus halepensis* Mill. seedlings to biosolids enriched with Cu, Ni and Zn in three Mediterranean forest soils. *Environmental Pollution* 145:316-323.

Fuentes, D., A. Valdecantos, J. Llovet, J. Cortina, y V.R. Vallejo (en prensa). Fine-tuning sewage sludge application to promote the establishment of *Pinus halepensis* seedlings *Ecol Engineering*.

García-Palacios, P., S. Soliveres, F.T. Maestre, A. Escudero, F. Valladares, y A.P. Castillo. 2010. Dominant plant species modulates responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36:1290-1298.

Gillespie, I.G., y E.B. Allen. 2008. Restoring the rare forb *Erodium macrophyllum* to exotic grassland in southern California. *Endangered Species Research* 5: 65-72.

Jorba M., y R.M. Vallejo, eds. 2008. Manual para la restauración de canteras de roca calcárea en clima Mediterráneo, Generalitat de Cataluña.

Lewis, E.A. 1999. Soil Bioengineering: An alternative for Roadside Management: A Practical Guide. United States Forest Service. San Dimas Technology and Development Center. San Dimas, California.

Ludwig, J.A., y D.J. Tongway. 1996. Rehabilitation of semi-arid landscapes in Australia II: restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4:398-406.

Martinho, P. 2005. Contribuição para o estudo de técnicas de engenharia biofísica: Grade de Vegetação e Grade de Vegetação Vesúvio. Tesis de graduación en Ingeniería Biofísica, Universidad de Évora, 98 pp.

Mataix, C. 2003. Técnicas de revegetación de taludes. En: Restauración de ecosistemas mediterráneos, p.p. 189-214. Colección Aula Abierta nº 20. Universidad de Alcalá.

Matesanz, S., A. Escudero, y F. Valladares. 2008. Additive effects of a potentially invasive grass and water stress on the performance of seedlings of gypsum specialists. *Applied Vegetation Science* 11:287-296.

Navarro, A., E. Correal, y A. Robledo. 1996. La fibra de esparto en la fabricación de tejidos orgánicos para favorecer el establecimiento de la cubierta vegetal. First European Conference & Trade Exposition on Erosion Control. IECA. Ed. Colegi Oficial

d'Engenyers de Camins, Canals i Ports. Catalunya. España. 21-27 pp.

Schlüter, U. 1986. Pflanze als Baustoff, Ingenieurbiologie in Praxis und Umwelt. Patzer Verlag, Berlin. 328 pp.

Soliveres-Codina, S., J. Monerris, y J. Cortina. 2008. El uso de parches artificiales mejora el rendimiento de una repoblación de *Rhamnus lycioides* en medio semiárido. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 28:125-130.

Tongway, D.J., y J.A. Ludwig. 1996. Rehabilitation of semi-arid landscapes in Australia II: restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4:388-397.

Valdecantos, A., D. Fuentes, y J. Cortina. 2004. Utilización de biosólidos para la restauración de ecosistemas mediterráneos. En *Avances en el Estudio de la Gestión del Monte Mediterráneo*. V.R. Vallejo y J.A. Alloza, eds. Fundación CEAM, Valencia. pp. 313-344.



8

Actuaciones para minimizar los efectos sobre la fauna

Juan E. Malo y Cristina Mata





CAPÍTULO 8

Actuaciones para minimizar los efectos sobre la fauna

Juan E. Malo y Cristina Mata

I. ALCANCE Y CONTENIDOS

La restauración ecológica asociada a cualquier actividad humana debe atender no solo a recuperar los aspectos visuales y estéticos de los sistemas naturales alterados, sino también a los aspectos funcionales de los mismos, en los que desempeña un papel importante la fauna. Puede decirse que la conciencia ambiental de la sociedad va evolucionando, y que a raíz de ella se desarrolla una legislación progresivamente más estricta, legislación que condiciona de forma creciente la puesta en marcha de nuevos proyectos. Así, hace tres décadas la atención a los aspectos paisajísticos resultaba pionera en nuestra legislación (véase el RD 2994/1982, de Restauración de espacios naturales afectados por actividades extractivas), pero hoy en día el espíritu y la letra de nuestras leyes ambientales trascienden estos aspectos para abordar la conservación integral de la naturaleza. Como consecuencia de estas leyes, de una mayor conciencia ambiental y del desarrollo técnico, en la actualidad se presta gran atención a la minimización de los efectos que tienen las infraestructuras sobre la integridad de los ecosistemas. Dentro de este marco, el alcance del presente capítulo comprende el conjunto de actuaciones aplicadas en carreteras y ferrocarriles para minimizar los efectos sobre la fauna, atendiendo al nivel de conocimiento técnico actual (y su aplicación), y con una atención prioritaria al mantenimiento de la funcionalidad de los hábitats fragmentados durante la fase de funcionamiento del proyecto. Esta concreción de objetivos,

que deja de lado medidas correctoras aplicadas en el área de afección directa del proyecto durante la fase de construcción, se justifica tanto por las inevitables limitaciones existentes para la realización de este capítulo, como por el hecho de que las escalas espaciales y temporales de mayor preocupación para la restauración de la fauna son precisamente la mayor amplitud espacial (todo el entorno del proyecto) y temporal (las décadas en que estará operativa la infraestructura).

La reducción de los efectos negativos derivados de las carreteras y ferrocarriles sobre la fauna se aborda en el diseño y desarrollo de todos los proyectos, y los procedimientos de evaluación de impacto ambiental prestan una atención destacada a este punto. No obstante, debe destacarse desde el principio la existencia de un sesgo notorio hacia los vertebrados terrestres en el diseño y aplicación de actuaciones de restauración. La falta de conocimientos básicos, y más aún la práctica habitual en ecología aplicada, nos lleva a plantear la inevitable restricción taxonómica de la información que se va a mostrar. Si bien los vertebrados terrestres pueden, en ciertas situaciones, ejercer como indicadores para otros grupos taxonómicos, o hacer de especies paraguas de ellos, faltaríamos a la realidad si pretendiésemos decir (como se ha hecho con alguna frecuencia) que la atención a los vertebrados es suficiente para asegurar una adecuada evaluación de impactos (o restauración) del conjunto de las comunidades animales. Por tanto, reconociendo la existencia de un amplio campo de mejora futura, este capítulo se centra en actuaciones enfocadas a la minimización de los efectos de las infraestructuras de transporte sobre los vertebrados.

La minimización de los efectos sobre la fauna debe atender a las fases de construcción y explotación de las vías de transporte, con evidentes diferencias en su perspectiva temporal. Así, la fase de construcción de un tramo de carretera o ferrocarril suele durar varios años, en los que los impactos puntuales son de gran intensidad. Las medidas correctoras ejecutadas en ella suelen centrarse en la protección de hábitats o localizaciones concretas, formando parte del conjunto de acciones comunes para la protección del entorno del proyecto y con repercusiones sobre variados factores ambientales. Este tipo de actuaciones son de aplicación frecuente a todo tipo de proyectos y, en el caso de las infraestructuras de transporte, su efectividad está muy mediada por el estudio detallado del territorio y la selección de alternativas previa a la ejecución del proyecto. En contraposición con la construcción, la

fase de operación de una vía de transporte es mucho más larga, ya que la mayoría de ellas se proyecta con una vocación de permanencia indefinida. Por este motivo, cada vez más se atiende a minimizar los efectos del proyecto con actuaciones de restauración enfocadas a mantener la funcionalidad natural del área a largo plazo. Sobre este tipo de medida se centran los próximos apartados, dado que su diseño y peculiaridades de aplicación son claramente diferenciadas y propias para la fauna, frente a actuaciones más genéricas de adecuación ambiental de las obras como las habitualmente desarrolladas durante la construcción de las infraestructuras.

Por último, y con el mismo ánimo de enfocarse hacia las actuaciones de diseño y aplicación más común para la protección de la fauna, el presente capítulo no trata las medidas tomadas en el entorno adyacente a la vía. Si bien las labores de restauración tratadas mayoritariamente en el resto de capítulos de este libro se circunscriben a estas zonas, fuertemente impactadas durante la fase de obra, el objetivo de conservación de la fauna de un área atravesada por una carretera o ferrocarril debe enfocarse principalmente hacia un entorno más distante, tratando de asegurar el mantenimiento de las comunidades animales existentes en él.

Con estas restricciones en mente, los principales objetivos del capítulo se centran en sintetizar el conocimiento más relevante sobre los efectos de las infraestructuras de transporte sobre la fauna, y las medidas correctoras propuestas y ensayadas en las últimas décadas para reducirlos. Desde el punto de vista de las propuestas de actuación, se compila y presenta la tipología de medidas existente, acompañada de las indicaciones técnicas más relevantes. Para terminar, se realiza una evaluación general de las experiencias acumuladas en este ámbito de trabajo, señalando los aspectos positivos y negativos más importantes derivados de la aplicación de estas actuaciones, así como las perspectivas de investigación actuales. En la medida de lo posible, en el texto se han incluido referencias a casos desarrollados en la Península Ibérica, que pueden ser de más fácil aplicación por el lector, o en su defecto las más recientes o relevantes procedentes de otras partes del mundo. Aparte de las referencias presentes al final del capítulo, el lector dispone del apartado de ‘Bibliografía básica y enlaces’ al final del libro, en el que aparecen las principales fuentes documentales para el diseño y aplicación de este tipo de actuaciones.

II. EFECTOS DE LAS INFRAESTRUCTURAS SOBRE LOS VERTEBRADOS

Las infraestructuras lineales generan de modo directo e indirecto los cinco tipos de efectos reconocidos como principales amenazas para la conservación de la biodiversidad: pérdida y degradación de hábitats, fragmentación de poblaciones, mortalidad de individuos e introducción de especies (Meffe y Carroll 1997; Forman y Alexander 1998; Forman *et al.* 2003; Coffin 2007). Estos efectos adquieren distinta relevancia entre sí y en las distintas fases de vida de las infraestructuras de transporte, y han recibido una atención dispar tanto en la investigación como en la propuesta de medidas destinadas a la restauración de las áreas afectadas por la construcción de carreteras y ferrocarriles.

El efecto más inmediato derivado de la construcción de cualquier infraestructura viaria es la pérdida de hábitats, que conlleva un inevitable descenso en la capacidad de carga del sistema y, por tanto, del tamaño de las poblaciones ligadas a estos enclaves (Lodé, 2000; Fahrig, 2002). Pese a la reducida anchura de la plataforma de las infraestructuras (14 m en líneas de alta velocidad y aproximadamente 25 m en autovías), su gran longitud lleva a que el área total finalmente ocupada sea muy grande. Además, durante el proceso de construcción es necesario acondicionar para el trabajo un área mucho más amplia, y en todo caso resulta necesario añadir las superficies que inevitablemente se transforman en desmontes y terraplenes como consecuencia directa de la intersección del perfil de la traza con el terreno natural. Por este motivo, es frecuente asumir que la eliminación de hábitats como consecuencia de la construcción de una carretera se aproxima a los 100 m de anchura (Forman y Deblinger 2000). Dado que el entorno afectado directamente por las obras pero no ocupado por la infraestructura y sus elementos accesorios se puede recuperar de forma más o menos completa tras su finalización, este tipo de efectos se asocia de modo prioritario a la fase de construcción, pero resulta permanente al menos en el área de ocupación directa de la carretera o la línea férrea.

En segundo lugar, se produce una degradación de hábitats, derivada de una serie de perturbaciones (cambios en las condiciones que determinan los parámetros vitales de las especies) ligadas a la actividad humana y la intensidad del tráfico. Entre aquellas, resultan especialmente destacables el ruido, las emisiones de gases, la contaminación lumínica, el aumento de los niveles de contaminantes en el suelo, y el aumento de la accesibilidad humana al territorio (véanse las revisiones de Forman y Alexander 1998; Forman *et al.* 2003 y Coffin 2007). La distancia

de afección dependerá del tipo de vía, la intensidad de tráfico y la especie en cuestión, pudiendo variar en la mayoría de los casos entre 100 y 500 m, si bien para especies más sensibles se han descrito efectos a más de 1.000 m. (Forman y Deblinger 2000; Nellemann *et al.*, 2003; Jaeger *et al.* 2005). En su conjunto, este tipo de efectos multiplica el área de afección de las infraestructuras y se refleja en una disminución aún mayor del área efectivamente utilizable por las especies poco tolerantes a la perturbación humana, y/o una reducción de la densidad en el entorno de la infraestructura. Como contrapartida, se debe indicar que las especies más tolerantes a la actividad humana pueden verse beneficiadas en esta área, ya sea de forma directa por la existencia de recursos (p.e., especies carroñeras), como por efectos indirectos mediados por la disminución de las especies menos tolerantes (sean estas competidoras o depredadoras). Como resultado, las infraestructuras ejercen de corredores para las especies antropófilas. La degradación del entorno ocurre tanto durante la construcción como en la explotación del proyecto y, aunque los efectos sean más agudos en la fase de construcción, debe tenerse en cuenta que los efectos crónicos del funcionamiento de la infraestructura se extenderán durante toda su vida útil.

El tercer grupo de efectos se asocia a la fragmentación de los hábitats disectados por la vía, entendiendo aquella como la subdivisión en fragmentos de menor tamaño y con ciertas dificultades de conexión entre sí (Bascompté y Solé 1996). La fragmentación de hábitats conlleva la de aquellas poblaciones asentadas en ellos, lo que se refleja en poblaciones de menor tamaño y relativamente desconectadas entre sí (Haila 2002; Mcgarigal y Cushman 2002). Resulta conveniente indicar que la fragmentación se caracteriza y distingue de la destrucción y degradación de hábitats por los dos efectos particulares recién mencionados: el menor tamaño de las poblaciones sustentadas en cada tesela de hábitat aumenta su probabilidad de extinción local (por efecto del azar), y la disminución de la conectividad conlleva la disminución de la probabilidad de recolonización desde áreas próximas junto con la posible aparición de efectos genéticos negativos para la supervivencia de la población. Aunque se ha debatido acerca de la relevancia de la fragmentación, y hasta qué punto se debe favorecer la conectividad, en la actualidad existe el consenso de que la fragmentación puede ser incluso más perjudicial para la salud del ecosistema atravesado por una infraestructura que la propia destrucción y degradación

de hábitats (Robinson *et al.* 1992; Lindenmayer *et al.* 1999; Fahrig 2003).

El cuarto grupo de efectos, también vinculados a la fase de explotación, deriva de un inevitable incremento de la mortalidad por atropello de la fauna silvestre. Las carreteras o ferrocarriles pueden actuar como un sumidero para las poblaciones próximas a la infraestructura, pudiendo llegar a constituir una seria amenaza para especies de poblaciones reducidas y con bajas tasas de reproducción (Ferrerías *et al.* 1992; Forman y Alexander 1998). Este tema ha suscitado gran atención mediática y científica, tanto por la fuerza visual y emocional de la presencia de animales atropellados en las carreteras, como por las implicaciones económicas y sociales que tiene (Romin y Bissonette 1996; Malo *et al.* 2004). Este problema empieza a preocupar también para el caso de los trenes de alta velocidad, habiéndose publicado recientemente una monografía sobre el particular (Rodríguez *et al.* 2008).

Por último, la construcción de infraestructuras facilita la expansión de especies invasoras a lo largo de ellas, ya que se ven favorecidas por el hábitat alterado presente en el entorno de la vía. Aunque desde la biología de la conservación se acostumbra a dar un tratamiento específico a este problema, conceptualmente se podría englobar como un subtipo de degradación de hábitat, con la salvedad de que las especies favorecidas en este caso no se encontraban presentes en el ecosistema con anterioridad. La gravedad de los efectos que aparecen frecuentemente vinculados a las especies exóticas puede justificar su tratamiento independiente, pero parece adecuado no profundizar aquí en esta discusión (de valor meramente académico) y sí remarcar que el efecto corredor para las especies invasoras de las infraestructuras lineales se ha descrito en algunas ocasiones (Pauchard y Alaback, 2004; Barbosa *et al.* 2010).

1. Revisión del conocimiento existente y de las prácticas de restauración desarrolladas

Los múltiples efectos derivados de la construcción y posterior explotación de las infraestructuras lineales de transporte son una constante preocupación que, desde el campo de la biología de la conservación, se ha conseguido trasladar al campo técnico y de toma de decisiones, lo que ha conducido a la elaboración de numerosos documentos técnicos. En el contexto español, la primera *Guía metodológica para la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental* (Suárez, 1989) supuso todo un hito en este ámbito, recogiendo las primeras propuestas para minimizar los impactos de ferrocarriles

y carreteras. Posteriormente, en la década de los noventa, con la incorporación de medidas correctoras en los nuevos proyectos de infraestructuras, se siguió avanzando en el estudio de los impactos generados por estas, y se elaboraron dos guías en las que se recogían un amplio abanico de medidas correctoras destinadas a minimizar estos impactos (Velasco *et al.* 1995; Rosell y Velasco, 1999). En la misma línea, se han continuado publicando guías prácticas, destinadas a mejorar el diseño de estas medidas, como la desarrollada a escala europea por Luell *et al.* (2005) fruto de la Acción COST 341. A escala nacional, destacan las 'Prescripciones técnicas' para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales, elaboradas por el Ministerio de Medio Ambiente (2006), así como la monografía sobre pasos de fauna publicada por el CEDEX, en la que se combinan resultados derivados del seguimiento de estas medidas con indicaciones de diseño (Hervás *et al.* 2006).

Sobre la base de estos documentos, y con atención prioritaria a las indicaciones técnicas más modernas y contrastadas, a continuación se presenta una recopilación de las principales actuaciones desarrolladas para evitar la fragmentación de poblaciones por las infraestructuras lineales. En dicha recapitulación se presentan, además, las recomendaciones técnicas más relevantes en cuanto a diseño y puesta en marcha.

En líneas generales, y de forma muy simplificada, se puede realizar una primera clasificación de estas medidas correctoras distinguiendo dos tipologías básicas: a) en función de su ubicación respecto a la vía (inferior frente a superior) y b) dependiendo del diseño (exclusivo para la fauna frente a mixto con uso humano). No obstante, la diferenciación de tipos es mucho más prolija tal y como se detalla a continuación. Mención aparte requieren los cerramientos perimetrales, que ejercen una función complementaria, y a su vez imprescindible, para el correcto funcionamiento de estos pasos.



Figura 1. Cabras montesas (*Capra pyrenaica subsp. hispanica*) paciendo en los bordes de la carretera A-92, Sierra Nevada (Granada).

III. TIPOLOGÍA DE LAS MEDIDAS CORRECTORAS

1. Cerramiento perimetral

El cerramiento perimetral (vallado) de las infraestructuras es en la actualidad obligatorio para todas las líneas férreas (nuevas o antiguas habilitadas para velocidades superiores a 160 km/h), las vías de alta capacidad (autovías y autopistas) y algunas carreteras convencionales (p.e., en entornos urbanos); y se realiza puntualmente en otras carreteras convencionales. El principal objetivo del vallado es impedir la presencia de personas o animales de gran tamaño (ganado principalmente) en la vía, que suponen un grave riesgo para los vehículos y sus ocupantes en caso de colisión. Por este motivo, el vallado tradicional solía consistir en una malla de luz relativamente amplia y aproximadamente de 1,5 m de altura.

Debido al incremento de las poblaciones de ungulados silvestres, y en un intento de reducir el número de atropellos de animales de menor tamaño, los vallados actuales son más altos, resistentes e impermeables a la fauna silvestre. Las principales recomendaciones en este sentido se concretan en:

- La altura debe ser superior a 1,8 m y, en caso de existir poblaciones de ciervo en el entorno, elevarse hasta los 2 m. En lugares con topografía irregular se debe vigilar el mantenimiento de estas cotas respecto de los puntos desde los que los animales puedan saltar.
- La extensión del vallado en altura mediante una visera suele justificarse como método de impedir el escalamiento por personas y para dificultar el salto de los cérvidos. Desgraciadamente, se ha comprobado que los ciervos pueden quedar enganchados por las cuernas (al descorrear principalmente) y morir en estas estructuras. Por este motivo, en caso de colocarse visera es recomendable situarla hacia el interior de la infraestructura (Figura 2A).
- Durante la instalación se debe prestar atención a que no queden huecos debidos a la topografía irregular del terreno o a una deficiente unión con estructuras como los pasos inferiores.
- La parte inferior del vallado debe evitar que la atraviesen animales de menor tamaño, lo que se consigue mediante el uso de mallas de luz progresiva y/o con la utilización de una malla accesoria en los 50-100 cm inferiores del

vallado (Figura 2B). En ocasiones más puntuales (p.e., alrededor de charcas de cría) se utilizan vallas macizas de diversos materiales para evitar el acceso de anfibios y reptiles a las carreteras (Figura 3A).

- La parte inferior de la malla debe anclarse o enterrarse en el suelo, de modo que se dificulte en lo posible la apertura de pasos bajo ella (p.e., por los conejos) o el levantamiento de la valla (tejón, jabalí). Además, puede dificultar la apertura de huecos por la escorrentía. En el caso de zonas con presencia de jabalí, suele recomendarse un enterramiento de 30-40 cm, o complementarse con un cementado de la base de la malla (Figura 3B).



Figura 2 Tipos de cerramientos recomendados: vallado de 2 m de altura con visera hacia el interior (A), dispuesto en un tramo del Tren de Alta Velocidad Madrid-Sevilla (Toledo), y vallado reforzado en la base (B) en un tramo de la autovía A-66 (León).



Figura 3. Ejemplos de buenas prácticas en cerramientos: vallado especial para evitar el acceso de anfibios a la calzada (A), ubicado en un tramo conflictivo por el paso estacional de anfibios en la carretera M-618 (Madrid), y detalle de vallado enterrado en la base (B) en la autopista AP-51 en la provincia de Ávila.

En todo caso, el mantenimiento del vallado es vital para asegurar que no pierda eficacia, ya que la generación de huecos por los propios animales, accidentes con salida de la vía o las condiciones ambientales resulta inevitable. La detección de estas alteraciones en el vallado puede hacerse durante la vigilancia rutinaria del entorno, coincidiendo con las tareas de limpieza, o tras detectarse el atropello de animales de mediano o gran tamaño en la calzada.

La presencia del cerramiento y su adecuación para hacerlo impermeable a la fauna tienen un posible efecto negativo: si un animal consigue entrar en la infraestructura, le será extraordinariamente difícil salir de ella. Tal y como se ha mencionado anteriormente, el mantenimiento en perfecto estado del vallado es complejo, por lo que prácticamente siempre quedará alguna gatera o hueco por el que pueda entrar un animal. Además, toda carretera vallada posee, en cada enlace con otra

vía de menor entidad, tantas aperturas en el vallado como entradas/salidas de vehículos tenga, por lo que la presencia esporádica de animales dentro del cerramiento es inevitable. En consecuencia, los vallados actuales, al menos en lugares sensibles para la fauna, disponen de dispositivos de escape que permiten el paso en un solo sentido (hacia el exterior) de los animales que se encuentren en la infraestructura.

En los últimos años se han instalado multitud de dispositivos de este tipo en las nuevas infraestructuras, habiéndose ensayado dos tipos principales: puertas y rampas de escape. La eficacia de estas medidas debe estar determinada por dos factores fundamentales, su diseño y ubicación, si bien hasta el momento son escasas las investigaciones en las que se haya comprobado su efectividad para permitir la salida de los animales que accidentalmente se han internado en la vía (porcentaje de éxito, tiempo de salida, etc.; véase, no obstante, Cuadro 1). Sí se han evaluado algunos elementos clave de su funcionalidad en infraestructuras en las que se han instalado, y existen observaciones más o menos sistemáticas que han permitido actualizar las recomendaciones sobre su diseño respecto a las primeras propuestas.

Las puertas o portillos de escape consisten en estructuras incluidas en el vallado y diseñadas de modo que los animales puedan abrirlas en el sentido de salida de la infraestructura, pero no en el contrario. Los modelos más habituales consisten en una estructura de una sola hoja basculante, formada por un marco rectangular con las bisagras ubicadas en su parte superior. Este tipo de diseño se ha realizado en dimensiones variables, desde apenas 25 cm de lado hasta 1,80 m de alto, siendo poco recomendable utilizar tamaños demasiado angostos para la mayor parte de las especies, o tan grandes que el peso de la puerta impida su apertura a la práctica totalidad de las especies. En todo caso, los portillos de escape tienen dos problemas de mantenimiento que deben valorarse adecuadamente: las piezas móviles requieren un engrasado periódico para conservar su funcionalidad, y la hierba crecida en la parte baja de la puerta debe eliminarse para evitar el atasco de la estructura. Para este último fin, en ocasiones se cementa la superficie sobre la que se apoya la puerta. Por último, las puertas de varillas flexibles (de movimiento horizontal) que se ensayaron inicialmente para facilitar la salida de los cérvidos (Velasco *et al.* 1995) se encuentran desaconsejadas tras comprobarse que estos animales aprenden a abrirlas en sentido contrario, y las usan rutinariamente para acceder a los bordes de la carretera en los que alimentarse.

En líneas generales, la utilización de dispositivos móviles (p.e., puertas basculantes) se recomienda únicamente para especies de tamaño medio y pequeño (Figura 4A), y solo si se realizan labores de mantenimiento de forma regular.

El segundo tipo de estructura, recomendado actualmente como mejor opción, son las rampas de escape. De modo simplificado, se trata de estructuras de relleno que facilitan el acceso de los animales a la parte alta del vallado, con el objetivo de que puedan saltar al exterior. El carácter unidireccional de dichas estructuras se consigue realizando el relleno en un solo lado del vallado, lo que suele obligar a sustituir en ese punto la valla metálica por una estructura rígida que soporte la carga del montículo de tierra (o ramas) que forma la plataforma de ascenso hasta la parte alta del cerramiento. Las primeras estructuras de este tipo que se establecieron consistían en rampas de apenas 40-50 cm de ancho, construidas con ladrillos y/o tableros, cuya funcionalidad se ha puesto en duda para especies medianas y grandes. Por este motivo, actualmente suelen realizarse en forma de rampas de tierra apoyadas sobre un muro adosado al interior del vallado (Figura 4B).

A



B



Figura 4. Dispositivo de escape para tejones en una autovía holandesa (arriba) y rampa de escape en un tramo de la provincia de Cáceres en la autovía A-66 (abajo).

Cuadro 1. Efectividad de los dispositivos de escape para ciervos (Bissonette y Hamer, 2000).

En las carreteras de Utah (Estados Unidos), donde la presencia de cérvidos en la calzada era relativamente frecuente, se realizó un estudio para evaluar la efectividad de dos tipos de dispositivos de escape: las rampas de escape de tierra frente a las puertas unidireccionales.

En dichos estudios se comprobó cómo los ciervos utilizaban entre 8 y 10 veces más las rampas de escape frente a las puertas, con la ventaja añadida de que las rampas apenas requieren mantenimiento.

Los autores recomiendan la instalación de este tipo de rampas cada 400 m en lugares con elevada concentración de atropellos y cada 800 m en el resto.

Finalmente, existen dos recomendaciones que se consideran claves para facilitar que un animal accidentalmente entrado en la vía, y que no dispone de información aprendida sobre ella, pueda utilizar los dispositivos de escape. En primer lugar, solo si la estructura de escape se encuentra ubicada en una querencia del animal (punto en el que de forma natural el animal va a buscar refugio o intentar huir) es previsible que la utilice. Por este motivo, se sugiere que en la medida de lo posible, los dispositivos de escape se ubiquen en esquinas del vallado, a poder ser en la base de tramos en terraplén en los que la plataforma se encuentra más alta que el propio vallado, o en otros puntos que sean previsiblemente direcciones de huida natural de los animales. En segundo lugar, se recomienda disponer una pequeña valla, de forma perpendicular al cerramiento, que emboque a los animales hacia el punto en que se encuentra el dispositivo de escape.

2. Drenajes

Las obras de drenaje transversal a la vía ('drenajes' en adelante) son estructuras imprescindibles en las infraestructuras lineales, y resultan muy numerosas en la mayor parte de las situaciones. La necesidad de evacuar la escorrentía superficial procedente de las superficies de baja capacidad de infiltración (plataformas, taludes...), y el hecho de que la traza corte de forma repetida el terreno y los flujos de agua naturales, obliga a construir obras de drenaje que atraviesen la carretera o la línea férrea a intervalos frecuentemente inferiores a los 500 m. Esta distancia es menor cuanto más ondulado es el paisaje atravesado y mayores las

precipitaciones del área en cuestión. Dado el carácter de estructuras 'funcionales de la vía' (necesarias por motivos intrínsecos a la construcción de la infraestructura) y muy abundantes, son las candidatas principales para ejercer un papel relevante en la permeabilización para la fauna de las carreteras y ferrocarriles, como han demostrado diferentes estudios (Yanes *et al.* 1995; Clevenger *et al.* 2001; Mata *et al.* 2005).

La adaptación de los drenajes para facilitar su uso por la fauna es, por tanto, una de las medidas más frecuentemente aplicadas y de mayor potencial desde una perspectiva de coste-beneficio. Además, su uso por diferentes grupos de vertebrados se ha comprobado incluso en el caso de carreteras sin vallar y tráfico moderado en las que estos podrían cruzar por encima de la plataforma (Ascensão y Mira 2007). La adaptación de los drenajes pasa por facilitar el acceso de los animales, hacerlos más amplios y luminosos, y evitar que su encharcamiento impida el uso por especies no asociadas a medios acuáticos.

Las principales recomendaciones son:

- Salvo en situaciones excepcionales (p.e., tramos largos en trinchera), todas las estructuras de este tipo deben construirse de lado a lado del vallado, evitando la existencia de drenajes internos al vallado.
- La revegetación en torno a las embocaduras, especialmente los laterales de las entradas, debe diseñarse de modo que, minimizando el riesgo de obstruir el drenaje, se favorezca la aproximación de las especies más reacias (p.e., con la plantación tanto de herbáceas como de matorrales en los laterales, de modo que ofrezcan cobertura a las distintas especies hasta la misma boca de la estructura, actuando a modo de embudo).
- El vallado debe servir para dirigir los animales hacia estos puntos, lo que puede requerir un refuerzo de la base con malla de luz reducida o, en áreas sensibles de anfibios, la utilización de un vallado especial. En estos casos se recomienda un vallado opaco, de paredes lisas y al menos de 40 cm de alto, que sirva de estructura guía e impida su acceso a la calzada (Figura 2).
- Los accesos deben resultar sencillos y el recorrido previsto de los animales tener una continuidad adecuada, evitando el cruce de cauces, canales, escalones o saltos. Con frecuencia, las entradas o salidas de los drenajes

deben pavimentarse o cubrirse de cantos, de modo que se impida la erosión del sustrato a la vez que se dispone de una superficie por la que los animales pueden acceder.

- Las dimensiones mínimas recomendadas para la sección de los drenajes son 2 x 2 m. Se recomienda sobredimensionar estas estructuras (tradicionalmente se utilizaban caños de 50-60 cm) para reducir el efecto túnel, de modo que la anchura del paso deberá aumentarse si la longitud es mayor. El índice de apertura (Cuadro 2) recomendado en drenajes es de 0,1-0,5; si bien valores de 0,04-0,06 se consideran adecuados para los anfibios.
- La existencia de una apertura intermedia que dé algo de luz al drenaje, en general una arqueta con rejilla por la que evacúan las cunetas ubicadas en la mediana de las autovías, se considera positiva para el uso por la fauna.
- Se recomienda que la sección de los drenajes tenga la base plana, ya que la altura que alcanza el agua en momentos con escorrentía es muy inferior. De hecho, en este tipo de estructura, la existencia de una superficie de paso en seco o con apenas un par de centímetros de agua es frecuente a lo largo de prácticamente todo el año.
- En los casos en que se prevea el encharcamiento más o menos continuo de la obra de drenaje (arroyos permanentes, ubicación en áreas encharcadizas...), se recomienda la disposición de banquetas laterales que aseguren la existencia de paso en seco (Figura 5). La efectividad de estas estructuras se ha comprobado incluso en lugares en que se han construido *a posteriori*.



Figura 5. Drenaje adecuado con banquetas laterales (TAV Madrid Barcelona, tramo en la provincia de Guadalajara).

Cuadro 2.
Índice de apertura.

El índice de apertura (I.A.) de una estructura transversal a una infraestructura es un indicador comúnmente utilizado para establecer las dimensiones recomendables para asegurar el uso por la fauna. Este índice relaciona la sección de la estructura con su longitud, de modo que permite ajustar el ancho de los pasos en función de la longitud que deben tener en razón del tipo de infraestructura y las condiciones locales de su ubicación (Olbrich 1984). Su amplia aceptación proviene de que este parámetro puede servir como un indicador (inverso) del efecto túnel presuntamente percibido por las especies al utilizar las estructuras inferiores a la vía (Clevenger *et al.* 2005 y Hervás *et al.* 2006).

El índice de apertura se definió originalmente para las estructuras inferiores a la vía como:

$$I.A. \text{ pasos inferiores} = \text{sección}/\text{longitud}$$



Figura 6. Ejemplos de cálculo del índice de apertura en dos drenajes de diferente sección: drenaje circular (izquierda) y drenaje adecuado (derecha).

No obstante, también ha sido adaptado para los pasos superiores, para los cuales se ha establecido como una relación entre el ancho del paso y la longitud de este.

$$I.A. \text{ pasos superiores} = \text{anchura}/\text{longitud}$$

Por último, las obras de drenaje transversal requieren un mantenimiento adecuado para no perder su funcionalidad como pasos de fauna. En este sentido, debe destacarse la propensión a que se acumule basura en ellos, arrastrada por el agua desde las cunetas de la carretera principalmente. Igualmente, es frecuente el depósito de sedimentos, y consecuente embalsado de agua, en el lado inferior como resultado de la pérdida de velocidad del agua a la salida de la obra de fábrica. Ambos hechos pueden condicionar el uso por la fauna, por lo que deben ser objeto de atención entre las tareas de mantenimiento.

3. Pasos inferiores multifuncionales

Igual que en el caso anterior, este tipo de pasos es inherente a toda infraestructura viaria, estando

diseñados para reponer caminos o pistas intersectadas por la vía. Su frecuencia está muy relacionada con la intensidad de uso humano y la estructura de la propiedad del territorio, siendo más frecuentes en zonas agrícolas y en las que la propiedad está muy fragmentada, lo que aumenta el número de este tipo de estructuras presentes antes de construirse la infraestructura. Debido a su menor coste de construcción en comparación con los pasos superiores, las reposiciones de caminos se proyectan bajo la carretera o el ferrocarril más frecuentemente que sobre ellos, excepto en paisajes muy llanos.

Unas mínimas labores de adecuación de estas estructuras contribuyen a aumentar la permeabilidad de la vía, facilitando más sitios por los que la fauna puede franquear la infraestructura. Entre ellas cabe destacar:

- Se recomienda el solado de tierra, ya que los animales de menor tamaño rehúyen atravesar superficies grandes de asfalto o cemento (Figura 7A). En los casos en que por el paso discurre una carretera asfaltada, si el tráfico por ella no es muy intenso, se pueden acondicionar uno o ambos laterales de la misma para el paso de los animales mediante el solado de tierra. En estos casos se debería respetar al menos 4-6 m de ancho para el uso animal (Figura 7B).
- En las áreas laterales destinadas al uso animal se pueden disponer tocones o pequeños acúmulos de piedras que sirvan de refugios naturales para favorecer la utilización de estos pasos por pequeños vertebrados. Con cierta frecuencia, es posible aprovechar la presencia de un regato o del drenaje lateral para facilitar esta función, aprovechando la tendencia natural de muchos animales a desplazarse siguiéndolos.
- Se recomienda que el índice de apertura se encuentre en el rango 0,6-1,5; y en áreas con poblaciones de ungulados diseñar los pasos siempre para que alcancen valores de índice de apertura de 1,5 o superiores.
- Uno de los problemas más frecuentemente detectados en los pasos inferiores de tipo mixto es la presencia de accesos complejos y/o poco acordes con los patrones de

movimiento habitual de los animales. En general, los accesos más fáciles para los animales son aquellos perpendiculares a la vía (idealmente con visión del otro lado del paso), sin tramos largos en trinchera profunda, y que mantienen cierta coherencia con las formas del paisaje natural (idealmente en vaguada).

- La proximidad de la vegetación en las emboCADURAS puede facilitar el paso de animales, lo que debe tenerse en cuenta al diseñar la revegetación del entorno.
- Por facilidad de construcción y menor coste, los pasos inferiores de sección rectangular ('cajones') realizados mediante encofrado *in situ* se pueden sustituir por estructuras abovedadas construidas a partir de piezas prefabricadas. La decisión última debe tomarse en función de las condiciones locales de desarrollo del proyecto y de los costes relativos de distintas soluciones, manteniendo en todo caso el índice de apertura prescrito para la estructura.

Un aspecto del mantenimiento que requieren estas estructuras consiste en evitar que el ancho añadido para el uso por la fauna se transforme en lugar de vertido incontrolado de residuos de construcción o de carácter doméstico, tanto mediante una vigilancia adecuada como retirando los desechos que se detecten.



Figura 7. Pasos inferiores multifuncionales con adaptaciones para favorecer su uso por la fauna: con áreas revegetadas a ambos lados del camino en una autovía holandesa (A) y un paso con solado de tierra ubicado en un tramo de la provincia de Guadalajara del TAV Madrid-Barcelona (B).

4. Pasos superiores multifuncionales

Los puentes construidos para restituir la comunicación entre caminos rurales y carreteras locales interrumpidos por el trazado de la infraestructura pueden ser acondicionados también para favorecer su uso por la fauna. En general, este tipo de estructura es mucho menos utilizada por la fauna que los pasos inferiores multifuncionales, con la excepción de los pasos superiores ubicados en puntos en que la infraestructura discurre en desmonte. En estas situaciones, la longitud del paso superior suele ser relativamente corta y puede coincidir con puntos frecuentemente utilizados para sus desplazamientos por los animales. Este último caso suele darse en las pequeñas lomas cubiertas de vegetación leñosa que hay con cierta frecuencia en los terrenos ondulados.

Las propuestas de adaptación de estos pasos son similares a las presentadas anteriormente para los pasos inferiores multifuncionales, con un par de indicaciones propias de ellos:

- Las dimensiones mínimas de estas estructuras deben respetar un ancho de por lo menos 10 m y un índice de apertura de 0,8.
- Se debe minimizar en lo posible la longitud de los accesos que deben recorrer los animales por un medio abierto y de estructura no natural. Si es posible, deprimir la rasante de la infraestructura facilita el diseño de accesos más cortos y con menor pendiente.

A



Figura 8. Dos tipos de adaptaciones para favorecer el tránsito de la fauna por los pasos superiores multifuncionales: la colocación de tocones de madera (A) y la revegetación de los laterales (B). Ambos ejemplos proceden de autovías holandesas.

- La revegetación de las superficies sobre los pasos superiores está muy condicionada por la cantidad de suelo que se puede acumular, y tanto más cuanto más árido sea el clima. Por ello, se debe calcular la estructura de modo que pueda soportar un espesor mínimo de tierra de 30 cm si se pretende realizar plantaciones herbáceas, y de 60 cm para mantener vegetación arbustiva.

Además, es posible aplicar otras recomendaciones propias de los pasos superiores específicos (p.e., pantallas laterales opacas) para mejorar el potencial de uso por la fauna (Figura 8).

5. Pasos inferiores específicos para la fauna

Los pasos inferiores específicos para la fauna son estructuras que discurren por debajo de la vía, y cuyo objetivo principal al ser diseñadas es facilitar los desplazamientos naturales de los animales a través de la infraestructura. Con cierta frecuencia tienen también una utilidad para el drenaje, y, de hecho, la presencia de un canal o regato en ellas puede favorecer su uso por la fauna. En estos casos, las dimensiones de la estructura no se condicionan por las necesidades de avenamiento, sino por las previsibles exigencias de los animales a los que se orienta.

Desde el punto de vista estructural, se han construido como cajones encofrados *in situ*, bóvedas de piezas prefabricadas y como pequeños puentes de vigas prefabricadas o de losa pretensada, siendo

B



este diseño el más habitual (Figura 9). No existe constancia alguna de que uno u otro diseño sea más apropiado, por lo que el tipo a construir dependerá de las condiciones concretas del proyecto. La única indicación a este respecto es que, si se diseñan como puentes, se debe evitar (o minimizar) que las juntas generen ruidos fuertes al paso de los vehículos. Se ha comprobado que estos ruidos pueden alterar el comportamiento de los animales en los pasos, y, aunque no impiden su utilización, se teme que reduzcan su eficiencia como medida correctora.

A



B



Figura 9. Distintos diseños de pasos inferiores específicos: tipo puente de tableros (A) y abovedado (B).

Las indicaciones generales que se dan para este tipo de estructuras son:

- Se debe cuidar de modo muy preciso su ubicación, a fin de maximizar las probabilidades de éxito una vez instalados.

- Sus dimensiones deben alcanzar, al menos, 10 m de ancho y 4 m de altura; y en la medida de lo posible, ser más amplias que estos mínimos y dar continuidad a la topografía de la vaguada en que se instalen.
- Dado que ejercen una función fundamental en la permeabilización de las infraestructuras para los grandes vertebrados, su índice de apertura debe superar el valor de 1,5 establecido como mínimo para el uso por ungulados.
- En todo caso, el solado debe ser de tierra, evitándose tanto los sustratos artificiales como el relleno con grava u otros materiales de construcción.
- La revegetación de los accesos tiene que facilitar la aproximación de los animales a las embocaduras, dando continuidad a los hábitats que haya en el entorno. Para atraer la fauna al entorno de los pasos, se recomienda la instalación de elementos de interés para la misma, como charcas o majanos, cerca de las embocaduras.
- La revegetación dentro del paso se ve muy limitada por las condiciones de sombra y sequedad impuestas por su techo. No obstante, debe facilitarse en lo posible (p.e., bajo puentes con apertura central, junto a un canal de drenaje) el crecimiento de la vegetación, al menos herbácea, y la 'naturalización del paso' se puede complementar con la colocación de ramas o tocones de árbol en el interior.
- El uso humano y la ocupación de los pasos para diferentes actividades debe evitarse mediante una combinación de barreras adecuadas (p.e., grandes piedras) y una vigilancia efectiva (Cuadro 3; Figura 9).
- El procedimiento y tipo de construcción, igual que en los pasos inferiores multifuncionales, puede decidirse en función de las condiciones concretas del proyecto.

Cuadro 3.
Uso humano de los pasos específicos para la fauna.

Entre los problemas más frecuentemente detectados en los pasos superiores e inferiores específicos para fauna se encuentra su utilización humana. Las actividades humanas detectadas en ellos son extraordinariamente frecuentes, y abarcan desde su uso rutinario como lugares para cruzar la infraestructura hasta la apropiación para diferentes usos.

La mayor parte de los pasos construidos para el uso por la fauna acaban siendo utilizados también por el hombre en sus desplazamientos. Este uso suele incluir siempre el cruce esporádico de peatones, pero no es extraño incluso el establecimiento de pistas permanentes en ellos. En España, solo en torno a un 45% de los pasos inferiores y un 30% de los pasos superiores de las estructuras diseñadas específicamente para fauna disponen de algún tipo de impedimento para evitar el tránsito de vehículos.

El uso peatonal, siempre que no sea intensivo, puede considerarse poco relevante para la efectividad de los pasos, ya que la mayor parte de los ecosistemas ibéricos se encuentran más o menos humanizados, y la fauna resulta tolerante a esta coincidencia con el hombre, si bien se recomienda controlar la actividad humana en ellos (Clevenger y Waltho 2000). Sin embargo, el seguimiento de pasos muestra que es frecuente el uso de los pasos por vehículos agrícolas o de campo (motos, quads; Figura 10A) que pueden sortear los impedimentos que se ponen a los vehículos. De hecho, en algunos lugares en que se habían colocado grandes piedras para dificultar el paso de vehículos, estas aparecen desplazadas, labor relativamente sencilla si se dispone de un tractor. Por tanto, este tipo de uso solo puede ser evitado mediante una vigilancia adecuada y la sanción del uso indebido.

Mención aparte merecen el establecimiento de actividades humanas como el almacenaje de materiales (agrícolas, de construcción) o el estabulamiento de animales en el interior de los pasos (Figura 10B). Esta ocupación ilegal del dominio público, y la perturbación del uso para el que fueron diseñados los pasos, resulta de todo punto inapropiada y debe perseguirse como parte de las tareas de seguimiento o mantenimiento de las infraestructuras. Otro tanto podría decirse del establecimiento de pistas permanentes atravesando los pasos superiores o inferiores originalmente diseñados para su uso por la fauna.



Figura 10. Usos inadecuados que comprometen la efectividad de los pasos inferiores específicos: tránsito de vehículos (A) y aprovechamiento del paso como establo (B).

6. Pasos superiores específicos para la fauna

Los pasos superiores específicos son, de un modo genérico, puentes sobre la infraestructura lineal cuya razón de ser no consiste en permitir el cruce de un camino o carretera, sino el de un (supuesto) camino natural de la fauna (Cuadro 4). Bajo esta premisa, se han ensayado diferentes tipos de paso superior específico que pretenden adecuar las características de los puentes destinados al uso humano para las peculiaridades de su uso previsto. Las principales diferencias nacen de la necesidad de establecer cierta cantidad de vegetación sobre la estructura, de un intento de reducir el efecto túnel que pueden percibir los animales en el paso, y de una disminución de la perturbación del paso por el tráfico que circula bajo él.

Las recomendaciones que más comúnmente se hacen para los pasos superiores específicos son:

- Como en todos los pasos específicos, se debe prestar una atención detallada a la ubicación, de modo que se ajuste lo más posible a la existencia de esas rutas propias de los animales que se pretende reponer.
- La anchura mínima recomendada para estas estructuras es de 20 m, no siendo infrecuentes dimensiones hasta el doble de este valor pese a su elevado coste.
- El índice de apertura mínimo recomendado es de 0,8 (Cuadro 2).
- A fin de reducir el efecto túnel que pueden percibir los animales, se suelen diseñar con planta en forma de diábolo, de modo que la anchura mínima se reduce al área central, y los animales tienen una visión más amplia de la salida del paso independientemente del punto por donde lo estén cruzando (Figura 11A).
- Los accesos deben diseñarse de modo que los perfiles finales sean similares a los del entorno, evitando la presencia de pendientes muy pronunciadas que dificulten la visión y el caminar de los animales (Figura 11B).
- Para atraer la fauna al entorno de los pasos, se recomienda la instalación de elementos de interés para la misma, tales como charcas o majanos, en los accesos o su entorno.

- Los laterales del paso deben cubrirse con pantallas opacas de 2 m de altura para reducir la perturbación que afecta al área de uso por los animales, principalmente las luces de los coches y el ruido. Dichas pantallas suelen construirse mediante tablones o en forma de petos de cemento.
- La revegetación debe procurar cobertura suficiente para que los animales reduzcan su desconfianza a cruzar la infraestructura, tanto en los accesos como en el propio paso.
- El grosor mínimo de tierra vegetal que debe tener el paso en su parte superior es de 0,3 m en caso de utilizar plantaciones herbáceas, y de 0,6 m para arbustos.
- En los casos en que no se establezca una cobertura arbustiva en el paso, es posible facilitar refugios para la fauna a lo largo del paso, acumulando tocones u otros elementos similares.
- Finalizada la construcción, deben retirarse todos los materiales sobrantes, y se deben eliminar los caminos utilizados durante la obra para minimizar la frecuentación humana del paso.
- En todo caso, es importante restringir la posibilidad de acceso de vehículos al paso, tanto mediante la prohibición expresa como instalando impedimentos a la circulación. Para ello es frecuente la instalación de grandes piedras espaciadas entre sí, de modo que permitan el paso de los animales, pero no de los vehículos.

Entre las recomendaciones anteriores, y como característica propia de los pasos superiores específicos construidos en zonas de clima seco o árido, merece la pena comentar brevemente el problema de las revegetaciones. La existencia de un período prolongado de sequía hace que el mantenimiento de vegetación leñosa en los pasos se encuentre muy limitado por la profundidad del suelo y el agua que puede retener. Este hecho se combina con la complejidad técnica (y el coste) de realizar estructuras capaces de soportar volúmenes de tierra grandes. Por ello, la posibilidad de realizar plantaciones leñosas sobre los pasos específicos es reducida, y se encuentra limitada a las situaciones más óptimas (puentes reforzados para soportar una mayor carga, climas subhúmedos...). En todo caso, dado que en los ecosistemas mediterráneos es frecuente la existencia de zonas abiertas, el problema no es

tan grave, y la experiencia muestra que los pasos superiores específicos descubiertos de vegetación leñosa pueden ser utilizados por gran número de especies. Por tanto, en la mayor parte de los casos puede ser más apropiado asumir que la vegetación sobre el paso va a tener carácter herbáceo (no así los accesos), y diseñar las plantaciones leñosas del paso y su entorno de acuerdo con ello.

Un elemento más que puede favorecer el uso por la fauna de los pasos superiores específicos, y que se ha observado aunque no experimentado, es el establecimiento tras la construcción de plantaciones herbáceas atractivas para los animales. Así, en España se ha visto que tanto los lagomorfos como los ungulados pueden verse atraídos a los pasos específicos por la plantación en ellos de especies pratenses, en especial si se mantienen verdes y con porte desarrollado tras el agostamiento de los pastos naturales del entorno. En paralelo, en Australia se ha comprobado que el riego durante la estación seca de los pasos sirve para atraer hasta ellos a gran número de especies de los ecosistemas adyacentes, pudiendo facilitar el uso por los animales de la nueva estructura.



Figura 11. Pasos superiores específicos: paso en forma de diábolo construido en un tramo en la provincia de Palencia en la autovía A-231 (A) y otro paso ubicado en el tramo leonés de la autovía A-66, en el que se pueden observar como los accesos son tendidos para favorecer su uso por la fauna (B).

Cuadro 4.
Ubicación de los pasos específicos para la fauna.

Más allá de las características de la estructura por la que los animales se vean forzados a cruzar las infraestructuras lineales valladas, la frecuencia de utilización de los pasos de fauna (en sentido amplio) se encuentra estrechamente determinada por las características del entorno en que se ubica. De nada sirve instalar una estructura especialmente diseñada para la fauna en un punto al que los animales no pueden acceder por la existencia de impedimentos ajenos a la infraestructura, o si las condiciones de hábitat del entorno hacen altamente improbable la aproximación de los animales al mismo. Por ambos motivos, la ubicación de estructuras específicamente diseñadas para la fauna, inevitablemente infrecuentes y con un coste económico elevado, debe tener en cuenta las condiciones del entorno a escala amplia y de detalle. La ubicación de los pasos de fauna en áreas que, desde una perspectiva espacial amplia, sean las más adecuadas para una futura utilización por los animales enlaza directamente con la idea de corredores regionales de fauna, definidos como las áreas de máxima probabilidad de uso por un conjunto de taxones para sus desplazamientos por el territorio, teniendo en consideración la existencia de áreas núcleo o de máximo interés de conservación (p.e., sitios o hábitats Red Natura 2000) que alojan las poblaciones a conectar. En los últimos años, se han desarrollado de forma intensa los métodos formales de análisis del territorio desde este punto de vista, basados en el uso de sistemas de información geográfica. Aunque dichos sistemas se apoyan en un sustento teórico no del todo comprobado, se considera que a día de hoy los modelos de conectividad son la mejor aproximación posible para la definición de corredores con una perspectiva amplia (regional o comarcal). Los métodos aplicables son múltiples, y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino ha publicado recientemente unas prescripciones acerca de los mínimos a tener en cuenta en este sentido en las fases de planificación y trazado de las infraestructuras (MARM 2010).

Cuadro 4.
Ubicación de los pasos específicos para la fauna (Continuación)

Con perspectiva más local, a la escala de anteproyecto o proyecto de construcción de una infraestructura, la elección de la ubicación y tipo concreto de paso de fauna a instalar debe basarse en una combinación de análisis de detalle del entorno combinada con un muestreo de la fauna que utiliza el área. Por una parte, los pasos de fauna deben instalarse en los puntos en que aparece el hábitat preferido por las especies objetivo, siendo necesaria una evaluación de detalle del mismo (a escala 1:5.000 o superior). Además, este análisis tiene que ser complementado con la evaluación en campo de los hábitats de interés y la inexistencia de impedimentos para el movimiento de los animales. Así, la existencia de vallados muy impermeables entre fincas, o el grado de desarrollo de la vegetación arbórea y arbustiva, no pueden evaluarse de modo adecuado sin la realización de trabajo de campo.

A la hora de decidir a pequeña escala la ubicación y tipología de un paso de fauna, se pueden tener en cuenta las características del paisaje que condicionan el movimiento de los animales. Se sabe que la topografía condiciona los desplazamientos, de modo que los recorridos que suelen realizar los animales reflejan una combinación de la optimización entre la distancia a recorrer y la facilidad de movimiento en el recorrido. En este contexto, evitar la existencia de pendientes grandes resulta evidente, pero no lo es tanto que los animales acaben utilizando el entorno de los fondos de valle y las hombreras de las lomas, en parte, precisamente como respuesta al mismo proceso. De hecho, la sabiduría popular (cinagética principalmente) apunta a que las vaguadas son en general más utilizadas por la fauna que las partes altas, y ello puede apoyar la elección prioritaria de la solución ‘paso inferior’ en situaciones en que sea posible elegir entre la ubicación de una estructura sobre o bajo la vía. No obstante, otra parte muy relevante de las claves que usan los animales para desplazarse por el territorio depende de elementos más o menos evidentes del hábitat, lo que aconseja hacer una prospección visual intensiva de los hábitats del entorno, así como una búsqueda de trochas y evidencias del uso por vertebrados a la hora de decidir acerca de la (elevada) inversión en un paso específico para la fauna.

7. Ecoductos

Los ecoductos son estructuras construidas sobre la vía para facilitar el cruce de la fauna y que por sus características se asemejan a un túnel (Figura 12A). De hecho, su principal diferencia con los pasos superiores específicos es que sus grandes dimensiones y la capacidad de establecer vegetación sobre ellos permiten una óptima integración en el entorno. Dado el elevadísimo coste de estas estructuras, en ellas son de aplicación la práctica totalidad de las indicaciones presentadas anteriormente para los diferentes tipos de estructuras adecuadas a la fauna, y de modo destacado:

- Su ubicación debe ser especialmente estudiada, y debe asegurarse una continuidad adecuada del futuro corredor de fauna con los hábitats del entorno.
- Su anchura mínima debe ser de al menos 80 m, siendo deseable ampliar este valor en la medida de lo posible, a fin de asegurar la existencia

de cierta cantidad de hábitat poco perturbado en el área central del paso.

- Se deben disponer pantallas opacas de unos 2 m de altura en los laterales del paso.
- El aislamiento respecto del ruido del tráfico debe asegurarse mediante motas de tierra laterales de al menos 1 m de altura.
- La revegetación debe orientarse a reconstruir hábitats muy similares a los existentes en el entorno, habiéndose definido como grosores mínimos de tierra vegetal a utilizar: 0,3 m para plantaciones herbáceas, 0,6 m para arbustos y 1,5 m para árboles.
- Se recomienda realizar plantaciones heterogéneas sobre el ecoducto (Figura 12B), con espacios abiertos en los sectores centrales para que los animales tengan buena visibilidad del extremo contrario del paso, y plantaciones más densas de árboles y arbustos en los laterales.

A



B



Figura 12. Ecoducto de tipo falso túnel construido en un tramo de la provincia de Cáceres de la autovía A-66 (A). Y detalle de la revegetación realizada en el interior del paso (B).

La técnica de construcción más habitual consiste en la generación de falsos túneles mediante la construcción de bóvedas y su cubrición posterior, si bien la utilización de técnicas de construcción de túneles sería más deseable allá donde sea posible para minimizar los impactos sobre el área. En relación con la técnica de construcción, debe tenerse en cuenta que la instalación de falsos túneles obliga a acumular temporalmente grandes volúmenes de material de relleno, y necesita el desarrollo de obras muy impactantes con abundante maquinaria pesada en el lugar de la construcción. Ambos hechos deben tenerse en cuenta a la hora de planificar una de estas estructuras, en especial si van a ubicarse en lugares de alto valor natural. Como contrapartida, en algunas ocasiones los falsos túneles sirven como ubicación para el vertido de materiales excedentes de otras partes (próximas) del trazado, en especial cuando se diseñan en paisajes llanos en los que el falso túnel no se ubique en el lugar en que anteriormente existía una loma.

Una última recomendación se centra en la necesidad de asegurar la pervivencia a largo plazo de la funcionalidad del ecoducto, y su mantenimiento al margen de actividades humanas impactantes. Para ello, idealmente estas estructuras deberían ubicarse siempre en terrenos cuya integridad a largo plazo pueda asegurarse, y de modo prioritario sobre zonas de propiedad pública que aseguren el mantenimiento de un área superior a la habitual de expropiación. Otras áreas potencialmente interesantes pueden ser grandes fincas sin vallados interiores y que por su utilización (p.e., caza mayor) permitan suponer que no se van a dividir. En todo caso, deberían establecerse normas para asegurar que el ecoducto y su entorno se mantengan libres de perturbación de forma más o menos permanente.

8. Viaductos

Los viaductos son estructuras de grandes dimensiones que sirven para que la infraestructura atraviese vaguadas del terreno, y que regularmente se han exigido durante la construcción de carreteras y ferrocarriles para afectar mínimamente las áreas atravesadas y para facilitar la conectividad del territorio. Hasta hace relativamente poco tiempo no se había registrado científicamente su nivel de permeabilidad para la fauna (Kusak *et al.* 2009), que responde a la percepción de ellos como estructuras muy permeables y, por lo tanto, altamente recomendables.

En el diseño y ejecución de los viaductos, cuando se persigan objetivos de conservación, debe prestarse atención prioritaria a la conservación de los hábitats situados bajo la estructura. La construcción de estas estructuras requiere el acceso y trabajo de la maquinaria pesada como mínimo en los puntos en que se asientan las pilas. De hecho, si no hay indicaciones en contra, el procedimiento rutinario de construcción pasa por la realización de vías de servicio bajo el futuro viaducto que alcanzan la mayor parte de la superficie del mismo. Por este motivo, cuando se pretende proteger los hábitats que van a quedar bajo el viaducto, suele exigirse:

- La construcción de la plataforma mediante técnicas mínimamente invasivas del fondo del valle (cimbras autoportantes o tableros empujados), aunque ello represente un sobrecoste relevante.
- La limitación en el número o ubicación de los apoyos.

- El trabajo independiente desde ambos lados del valle, de modo que se respete la integridad del río y la vegetación de ribera circundante, prohibiendo específicamente la construcción de pistas o vados temporales que los afecten.

Aunque las dimensiones de los viaductos suelen ser grandes, sobrepasando holgadamente las necesidades detectadas por los cálculos hidráulicos, es frecuente el establecimiento de indicaciones como:

- El respeto de los cauces, la vegetación de ribera, y un entorno general de 10 m de los lugares de mayor valor siempre que sea posible.
- Nunca ubicar estribos de los viaductos o pilas en el cinturón de vegetación de ribera ni a menos de 5 m de él.
- Mantener siempre que sea posible una altura tal que no se rompa la continuidad de la vegetación de ribera, y en ningún caso una altura sobre el suelo inferior a 5 m en caso de vegetación herbácea o arbustiva, y 10 m en zonas arboladas.

Ya que los viaductos, junto a los túneles, son los únicos tramos en que se mantiene la continuidad del paisaje atravesado por la infraestructura, en ellos y su entorno se deben extremar las medidas de vigilancia y control de los usos del suelo, con el objetivo último de preservar su adecuación para la fauna. Dado que en estas áreas son de aplicación las

IV. ÉXITOS Y FRACASOS

Ante este conjunto de actuaciones propuestas, y desde la perspectiva obtenida tras varias décadas de experiencias internacionales en este ámbito, surgen diversas preguntas que merece la pena plantear en este punto: ¿se puede considerar exitosa la aplicación de las medidas correctoras de la fragmentación de hábitats por infraestructuras lineales presentadas?; ¿qué evidencias existen de su efectividad? La contestación de estas preguntas de forma sintética, si bien con una inevitable pérdida de matices, se aborda en los siguientes párrafos. Párrafos en los que se pretende mostrar el gran avance que se ha producido en España en el campo de la restauración ecológica de los efectos de fragmentación generados por las infraestructuras lineales, y algunas

normas sobre expropiación de terrenos y control de actividades en el entorno de infraestructuras, existen mecanismos para asegurar la consecución de dicho objetivo.

9. Otros

Pasos aéreos entre árboles para especies arborícolas

Este tipo de dispositivos se han construido y comprobado su éxito para los marsupiales arbóreos de Australia (Taylor y Goldingay, 2009). En España, se recomienda su utilización en aquellos lugares donde existan poblaciones de ardilla, si bien se ha comprobado cómo estas especies también pueden utilizar pasos inferiores adaptados para la fauna, y especialmente aquellos de diseño específico (Figura 13).



Figura 13. Ardilla roja cruzando por un paso inferior específico de la autovía A-40 (Cuenca).

lagunas existentes aún hoy. A fin de tener una visión relativamente completa del tema, se abordan las tres perspectivas que delimitan la puesta en marcha de soluciones reales a un problema en el que confluyen aspectos administrativos, técnicos y científicos.

En primer lugar, debe destacarse que, en el plano administrativo y formal de los procesos de evaluación de impacto ambiental (EIA) a que se someten los proyectos de nuevas infraestructuras, se ha integrado de forma bastante sólida la atención al problema de la fragmentación de poblaciones faunísticas. Y en este plano se están dando pasos en la dirección adecuada. Así, las administraciones ambientales en general, y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio



Figura 14. Jabalí (*Sus scrofa*) atropellado en la carretera N-110 (Ávila).

Rural y Marino en particular, llevan años exigiendo la adopción de medidas contra la fragmentación de hábitats en las declaraciones de impacto ambiental (DIA) de carreteras y ferrocarriles. Además, se han publicado una serie de documentos con intención prescriptiva en los que se sientan las bases de cómo actuar correctamente durante las fases de planificación, construcción y explotación de las vías (MMA, 2006; MMARM, 2008 y MMARM, 2010). Dichos documentos están siendo aplicados caso por caso a los nuevos proyectos sometidos a EIA, de forma que la exigencia de su uso en las DIA resulta equivalente para cada proyecto individual a la existencia de una norma superior que los hiciese prescriptivos para todos los proyectos. El último documento, además, se enfoca también a las fases de planificación sometidas a evaluación ambiental estratégica.

Como contrapunto a este optimismo, deben señalarse al menos dos elementos que atañen a la atención desde las Administraciones a la fragmentación de poblaciones por las nuevas infraestructuras de transporte. Por un lado, la experiencia de las últimas dos décadas muestra que el avance en este tema no es continuo ni puede darse ya por consolidado definitivamente. Así, algunos proyectos relativamente nuevos se han desarrollado con una atención a la fragmentación de poblaciones inferior a la que se había aplicado (por la misma Administración) a casos anteriores. El hecho de que el tratamiento se desarrolle caso a caso, y dependiente de la redacción de la DIA correspondiente, hace que todos los sectores involucrados deban mantenerse vigilantes ante la aprobación de nuevos proyectos. Por otro

lado, cada vez se detecta con mayor intensidad la necesidad de reforzar los procedimientos de vigilancia y seguimiento de los proyectos aprobados, ya que aún son frecuentes cambios sobrevenidos en estos, incluso el ahorro de partidas destinadas a medidas correctoras. En este sentido, deben destacarse la falta de recursos de las Administraciones ambientales para desarrollar adecuadamente el control necesario, y la práctica inexistencia de procedimientos formales de seguimiento a largo plazo.

En segundo lugar, desde una perspectiva técnica, se puede decir que las publicaciones referidas anteriormente sirven de instrumento útil para la redacción de los proyectos. La acogida de este tipo de documentos es en general buena, como lo viene siendo desde la primera publicación española sobre el tema (Velasco *et al.* 1995). En este plano, los retos que se enfrentan para el futuro consisten, por un lado, en una adecuada aplicación de las prescripciones técnicas a cada caso concreto, evitándose la aplicación de las indicaciones existentes en estos documentos como recetas únicas y definitivas. En concreto, la reducción de costes en la elaboración de los proyectos lleva incluso a omitir las ineludibles visitas de campo que deberían guiar el diseño de detalle de las medidas correctoras de la fragmentación de poblaciones de fauna. Por otro lado, aún es escasa la integración de los equipos ambientales y de diseño durante la gestación de los proyectos, que permitiría optimizar el trabajo, y con cierta frecuencia se le otorga poca importancia al trabajo de los técnicos ambientales durante el desarrollo de los proyectos. En este último campo, no obstante, se ha avanzado mucho en los últimos años.

En tercer lugar, la experiencia científica acumulada en los últimos años permite asegurar que el esfuerzo desarrollado por administraciones y técnicos no es en balde: en general, las actuaciones propuestas sirven para la función básica para la que se diseñaron, el cruce de las infraestructuras por los vertebrados. De forma resumida, se puede decir que, en los lugares en que se ha realizado un seguimiento científico de las estructuras transversales a la vía, se ha detectado el cruce de la práctica totalidad de las especies de vertebrados presentes en el entorno (Yanes *et al.* 1995; Rodríguez *et al.* 1996; Rosell *et al.* 1997; Peris y Morales 2004; Mata *et al.* 2005; Mata *et al.* 2006; Ascensão y Mira 2007; Mata 2007; Grilo *et al.* 2008; Llorente y Díez 2008).

En general, las estructuras transversales a las infraestructuras lineales resultan complementarias entre sí en cuanto a los animales que las utilizan para cruzar

(Figura 15). La fauna que utiliza los diferentes tipos de pasos es distinta, reflejando cierta relación directa entre el tamaño del animal y las dimensiones de las estructuras utilizadas (Veenbass y Brandjes 1999; Ng *et al.* 2004; Mata *et al.* 2005). Así, los drenajes son preferentemente utilizados por pequeños mustélidos, anfibios, reptiles y micromamíferos (ratones, musarañas y topillos), mientras que los pasos superiores e inferiores más amplios son con mayor frecuencia

utilizados por mustélidos medianos como la garduña y el tejón, así como por conejos y liebres, jinetas, zorros, lobos y ungulados (jabalí, corzo y ciervo).

Por otra parte, la frecuencia relativa de uso de los diferentes tipos de estructuras es bastante similar, con excepción de los drenajes de sección redonda, que muestran índices de uso inferiores al resto de tipos de paso (Figura 15).

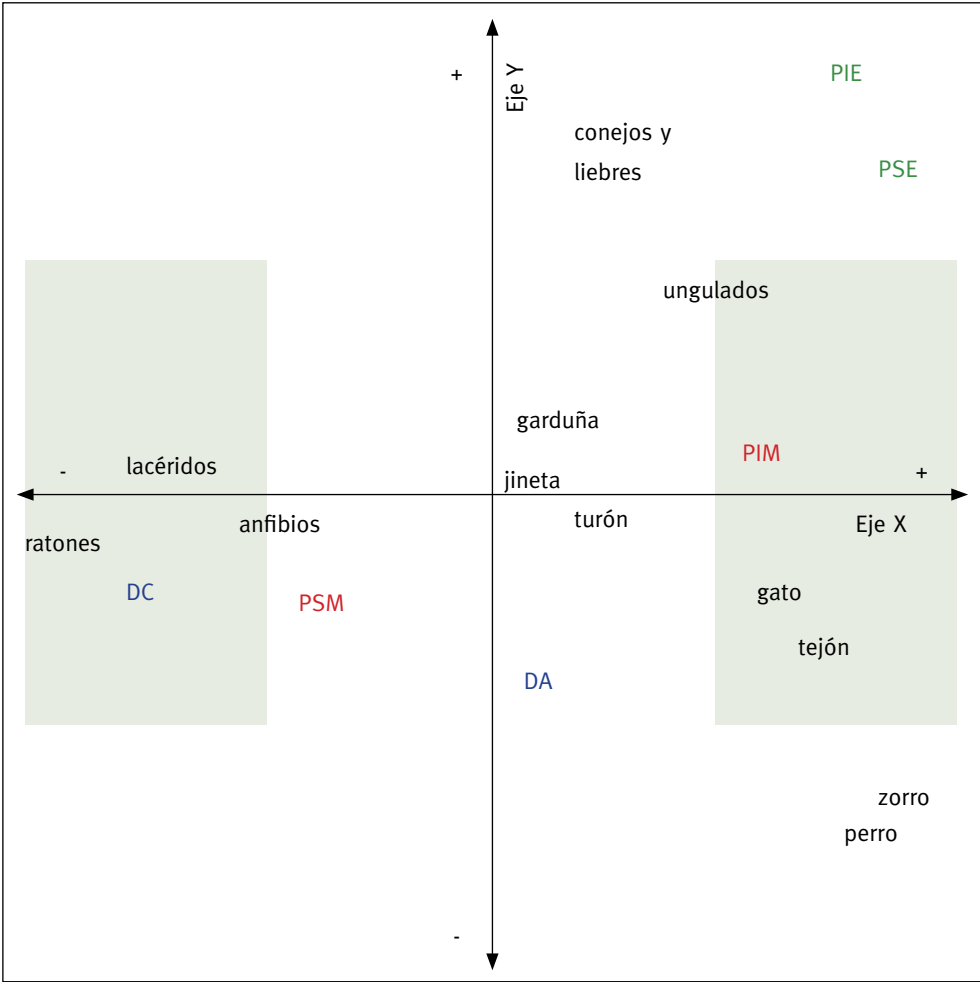


Figura 15. Representación gráfica en la que se sintetizan los resultados procedentes del seguimiento de 113 estructuras de la autovía A-52. Se muestra la ubicación relativa en un plano, obtenida mediante técnicas multivariantes de ordenación, de las especies/grupos faunísticos en relación con su utilización de los diferentes tipos de pasos. DA: drenaje adecuado; DC: drenaje circular; PIE: paso inferior específico; PIM: paso inferior multifuncional; PSE: paso superior específico; PSM: paso superior multifuncional (Fuente: figura adaptada de Mata, 2007).

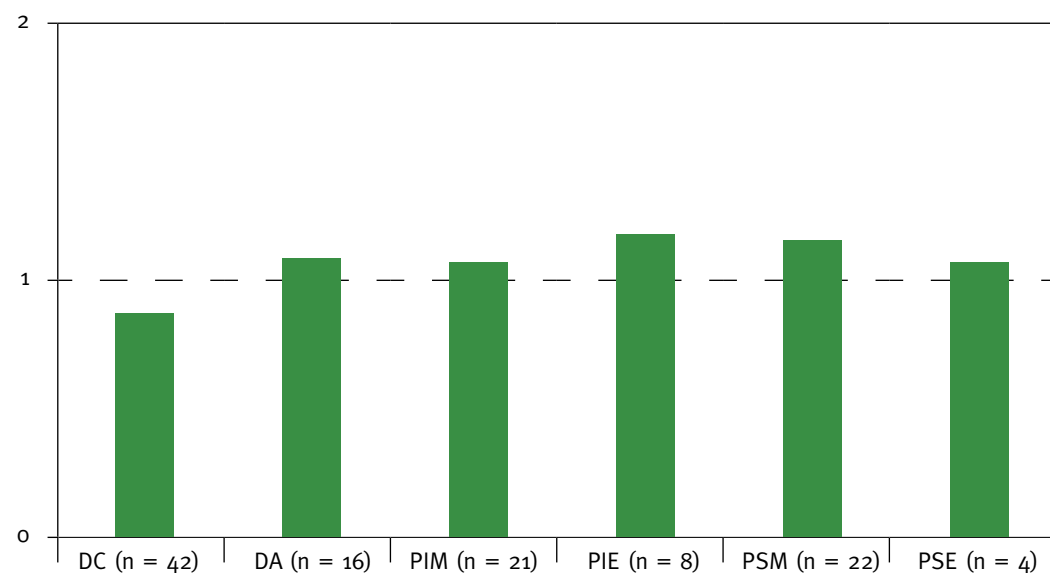


Figura 15. Utilización relativa de cada tipo de estructura por la fauna representada mediante índices de uso relativo (índice de uso = 1 cuando la utilización observada = utilización esperada). Los resultados proceden del seguimiento de 113 estructuras de la autovía A-52. DA: drenaje adecuado; DC: drenaje circular; n: número de estructuras controladas; PIE: paso inferior específico; PIM: paso inferior multifuncional; PSE: paso superior específico; PSM: paso superior multifuncional (Fuente: figura adaptada de Mata, 2007).

Una mención especial merecen los pasos específicamente diseñados o adaptados para la fauna, ya que se ha comprobado su capacidad para facilitar el cruce de especies que no lo hacen por otras estructuras, siendo especialmente llamativo para el caso de los ungulados. Son numerosos los programas de seguimiento desarrollados en España en los que ha quedado reflejado el escaso número de registros obtenidos para estas especies, que parecen cruzar de forma muy esporádica las infraestructuras, y que lo hacen de forma prácticamente exclusiva a través de pasos específicamente diseñados para la fauna (Rodríguez *et al.* 1996; Rosell *et al.* 1997; Navas y Rosell 2002; Mata *et al.* 2006; Llorente y Díez 2008). Además, en términos generales, se ha comprobado cómo la frecuencia de uso de los pasos específicos es entre 1,5 y 3 veces mayor en los de diseño específico para la fauna frente a los de tipo funcional de la vía de similar ubicación respecto a la infraestructura (Mata *et al.* 2008).

En el contexto de la Península Ibérica, mención especial requiere otra especie que se muestra renuente a utilizar los pasos de fauna, la tortuga mora. Por el momento, en el único seguimiento realizado en una autovía que atravesaba áreas con presencia de esta especie no se constató ningún cruce (Botella, P. comentario personal).

En su conjunto, los resultados obtenidos hasta el momento indican que los pasos específicamente diseñados para la fauna y las estructuras funcionales propias de la vía (drenajes, puentes y pasos inferiores) contribuyen a incrementar la permeabilidad de las infraestructuras, manteniendo así la conectividad del paisaje. En concreto, un elemento clave para asegurar el éxito de estas medidas es la incorporación de adaptaciones para favorecer su uso por la fauna en todas o buena parte de las estructuras funcionales de una vía, suponiendo un sobre coste que debe ser contemplado como necesario e imprescindible si se pretende reducir la fragmentación de hábitats causada por las infraestructuras de transporte.

V. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

En conclusión, se puede decir que la restauración de las áreas afectadas por infraestructuras lineales enfocada a minimizar los efectos de la fragmentación de poblaciones animales se encuentra ya bastante consolidada, y es relativamente exitosa. No obstante, pecaríamos de optimistas si obviáramos la existencia de grandes vacíos en el conocimiento del tema, y nos conformáramos con mantener el *statu quo* actual de conocimiento y actuación alcanzados tras poco más de 10 años desde la instalación de los primeros pasos de fauna en ecosistemas mediterráneos. Ecosistemas que ocupan la mayor parte de la Península Ibérica, y para los que hay escasas experiencias fuera de ella.

Así, es necesario reconocer que el conocimiento científico actual se centra en el uso de las estructuras por los vertebrados (y la impermeabilidad del vallado), pero apenas se ha podido analizar aún la efectividad real de dichas actuaciones sobre las poblaciones animales. La constatación de que cierto número de individuos de cualquier especie cruza una infraestructura a través de los pasos de fauna no asegura que dicho flujo sea suficiente para mantener a largo plazo la viabilidad de las poblaciones, y/o dinámicas de colonización-extinción que permitan asegurar la restauración de una situación similar a la previa al proyecto (o cuando menos estable a largo plazo). Es más, la práctica totalidad de los análisis realizados hasta el momento no han abordado la distinción individual de los individuos detectados cruzando los ferrocarriles o carreteras, lo que complica aún más la evaluación de cuál es la frecuencia de cruce que podría considerarse mínima para asegurar la eficacia de la restauración. Con esta perspectiva, en los últimos tiempos se ha empezado a demandar un análisis detallado de los efectos positivos de los pasos de fauna en el mantenimiento de la conectividad genética de las poblaciones (Balkenhol y Waits, 2009; Corlatti *et al.*, 2009). Sin embargo, la relativa juventud de estas estructuras hace difícil la detección de efectos sobre la variabilidad genética, y más aún de cambios genéticos con un reflejo directo en las probabilidades de supervivencia de las poblaciones. De hecho, aún hoy son escasos los estudios que demuestran la existencia de fragmentación genética de poblaciones asociada a la presencia de infraestructuras de transporte (Riley *et al.* 2006; Malo y Mata 2010).

Desde una perspectiva más amplia, el objetivo a perseguir debería trascender el mantenimiento de

poblaciones estables para alcanzar el más ambicioso (y difuso) de asegurar la restauración de las interacciones entre especies y el mantenimiento de unas 'condiciones ecológicas estables'. En una primera aproximación, se pretendería que las medidas de permeabilidad de las infraestructuras consiguieran eliminar la barrera que representa el proyecto, y desapareciera todo efecto de fragmentación del ecosistema. Este objetivo representa un nivel de ambición de la restauración ecológica que trasciende el aproximado hasta el momento desde el punto de vista del conocimiento científico, y debería abordarse desde el marco conceptual de la aparición de un 'ecosistema emergente' en el entorno de la infraestructura lineal. Este nuevo ecosistema nunca podrá ser igual al preexistente en el lugar, dado el cambio de condiciones que inevitablemente conlleva la presencia y utilización de la carretera o la vía férrea.

Todo ello deriva hacia el segundo gran tema, y efecto, de las infraestructuras lineales sobre el territorio: la degradación de hábitats. Algunas investigaciones recientes muestran la aparición de efectos múltiples en las poblaciones e interacciones entre especies en estos ecosistemas (p.e., Goerlitz y Siemers 2007, Francis *et al.* 2009; Ruiz-Capillas *et al.* 2009), que invitan a pensar en la inevitable degradación de su entorno. No obstante, partiendo de la necesidad de este tipo de infraestructuras, puede ser más útil aproximarse al problema desde una perspectiva positivista (o posibilista): redúzcanse los efectos negativos y trátense de aprovechar los que puedan llegar a ser positivos. En este contexto, sería necesario esclarecer cuáles son los principales cambios en estos ecosistemas emergentes a fin de detectar qué actuaciones pueden llevarse a cabo para que la presencia del ecosistema de entorno de la infraestructura entorpezca en el menor grado posible el funcionamiento de aquellos otros en los que se inserta.

Mientras no dispongamos de un conocimiento adecuado para actuar proactivamente en la dirección de manejar dicho ecosistema emergente, el sentido común y la aplicación del principio de precaución debe servir para dirigir los esfuerzos encaminados a proteger la fauna afectada por nuestras infraestructuras. En primer lugar, se deben minimizar los efectos del desarrollo de nuevos proyectos, tanto en el espacio como en el tiempo, mediante una planificación adecuada de las actuaciones y su ejecución con las técnicas menos impactantes que resulten factibles. Además, debe trabajarse para conseguir la

máxima integración del nuevo proyecto con el entorno, atendiendo tanto a la fauna como al resto de elementos del medio biótico y abiótico que se tratan en este manual. Y, por último, las actuaciones que se planteen deben diseñarse, ejecutarse y mantenerse con una perspectiva temporal de largo plazo. La experiencia próxima nos muestra la (desgraciada) frecuencia con la que se ponen en marcha iniciativas bien encaminadas que nunca alcanzan las metas propuestas. Y no lo hacen porque el plazo en que estas se alcanzarían es muy superior al que tardamos en hacerlas descarrilar por acción u omisión. Así, ya se están dando casos en que estructuras diseñadas para ejercer de pasos de fauna, sabiamente ubicadas en supuestos corredores de fauna, son reconvertidas como pasos de nuevas carreteras. ¿Tan necesarias eran dichas estructuras si apenas cinco años después estamos dispuestos a eliminarlas?

Para terminar, y mirando hacia el futuro, cabe plantearse una nueva cuestión: ¿qué ocurre con las infraestructuras antiguas? Este es un tema

que empieza a plantearse, y sobre el que algunos países ‘avanzados’ han empezado a trabajar. Tal y como se ha comentado, la atención a los problemas de fragmentación de poblaciones animales se ha desarrollado en las últimas décadas, y para entonces las redes básicas de carreteras y ferrocarriles ya se encontraban construidas. Aunque buena parte de ellas no estaba vallada, el efecto de fragmentación que pueden estar ejerciendo aún no ha sido evaluado, si bien podría ser destacable (Malo y Mata 2010). Ante esta situación, países con mayor experiencia en el desarrollo de infraestructuras de transporte (Estados Unidos, Holanda) están iniciando ya programas de desfragmentación del territorio mediante la aplicación de técnicas como las que se indicaban en los apartados anteriores para proyectos nuevos. En breve, nuestras autoridades ambientales empezarán a trabajar en ello, y a largo plazo será necesario invertir en ella el dinero que no se haya invertido acertadamente ahora. Y se hará con el sobrecoste de toda actuación *a posteriori*.



INSECTOS

Este capítulo de fauna recoge la problemática de los vertebrados, un grupo faunístico muy atractivo, pero minoritario. Desgraciadamente, ha quedado fuera el grupo de los invertebrados (insectos, arañas, lombrices, caracoles, etc.), cuyo papel en el funcionamiento de los ecosistemas es cuantitativa y cualitativamente mucho mayor que el de los vertebrados. Esta omisión se debe en gran medida a que solo algunos grupos

nacionales, desde fechas muy recientes, trabaja en el ámbito de invertebrados y carreteras, no así en otros países, como en el caso de Finlandia* donde se han realizado diversos trabajos.

*Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., y Saarnio, S. 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges. Does road type affect diversity an abundance? Biological Conservation 123:403-412.

VI. BIBLIOGRAFÍA

Ascensão, F., y A. Mira. 2007. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research* 22:57-67.

Balkenhol, N., y L.P. Waits. 2009. Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology* 18:4151-4164.

Barbosa, N.P.U., G. Wilson Fernandes, M.A.A. Carneiro y A.C. Jr. Lélis. 2010. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions* 12 (11):3745-3755.

Bascompté, J. y R.V. Solé. 1996. Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology* 65:465-473.

Bissonette, J.A., y M. Hamer. 2000. Effectiveness of return ramps in reducing ungulate mortality on Utah roads, Logan, UT 84322-5210 USA. Ined., Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. Utah State University.

Clevenger, A.P., y N. Waltho. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14:47-56.

Clevenger, A.P., y N. Waltho. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121:453-464.

Clevenger, A.P., B. Chruszcz, y K.E. Gunson. 2001. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1340-1349.

Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396-406.

Corlatti L, K. Hackländer y F. Frey-Roos. 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology* 23:548-556.

Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications* 12:346-353.

Fahrig, L. 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.

Ferreras, P., J. Aldama, J.F. Beltrán y M. Delibes. 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of iberian lynx (*Felis pardina* Temminck, 1824). *Biological Conservation* 61:197-202.

Forman, R.T.T., y L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 29:207-231.

Forman, R.T.T., y R.D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14:36-46.

Forman, R., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R. France, C.R. Goldman, K. Heanue, J.A. Jones, F.J. Swanson, T. Turrentine, y T.C. Winter. 2003. Road ecology. Science and solutions. Island Press, Washington, DC. 479 pp.

Francis, C.D., C.P. Ortega y A. Cruz. 2009. Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology* 19(16):1415-1419.

Goerlitz, H.R., y B.M. Siemers. 2007. Sensory ecology of prey rustling sounds: acoustical features and their classification by wild grey mouse lemurs. *Functional Ecology* 21:143-153.

Grilo, C., J.A. Bissonette y M. Santos-Reis. 2008. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: Implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17:1685-1699.

Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12:321-334.

Hervás, I., F. Suárez, C. Mata, J. Herranz, y J.E. Malo. 2006. Pasos de fauna para vertebrados. Minimización y seguimiento del efecto barrera de las vías de comunicación. CEDEX, Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. Madrid.

luell, B., H.G.J. Bekker, R. Cuperus, J. Dufek, G. Fry, C. Hicks, V. Hlavác, V. Kéller, C. Rosell, T. Sangwine, N. Torslow y B. Wandall. 2005. Fauna y tráfico. Manual europeo para identificar conflictos y diseñar

soluciones. COST 341. Fragmentación del hábitat causada por las infraestructuras de transporte. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 166 pp.

Jaeger, J.A.G., J. Bowman, J. Brennan, L. Fahrig, D. Bert, J. Bouchard, N. Charbonneau, K. Frank, B. Gruber, y K. Tluk von Toschanowitz. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185:329-348.

Kusak J, D. Huber, T. Gomercic, G. Schwaderer y G. Guzvica. 2009. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *European Journal of Wildlife Research* 55:7-21.

Lindenmayer, D.B., R.B. Cunningham y M.L. Pope. 1999. A large-scale 'experiment' to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88:387-403.

Llorente, J., y Díez, A. 2008. Eficacia de los pasos para fauna en el tramo segoviano de la línea de alta velocidad Madrid-Valladolid. XIX Premio de Medio Ambiente. Caja de Ahorros y Monte de Piedad de Segovia. Obra Social y Cultural.

Lodé, T. 2000. Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *AMBIO* 29:163-166.

Malo, J.E., F. Suárez y A. Díez. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41:701-710.

Malo, J.E., y C. Mata. 2010. Roads and railways split ungulate populations triggering their genetic differentiation. IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference. Bragança (Portugal). p: 55.

Mata, C., I. Hervás, J. Herranz, F. Suárez y J.E. Malo. 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124:397-405.

Mata, C., I. Hervás, F. Suárez, J. Herranz, J.E. Malo, J. Cachón y J.M. Varela. 2006. Análisis de la efectividad de los pasos de fauna en un tramo de la autovía de las Rías Bajas (A-52). *Ingeniería Civil* 142:89-97.

Mata, C. 2007. Utilización por vertebrados terrestres de los pasos de fauna y otras estructuras transversales de dos autovías del Centro-Noroeste peninsular. Tesis Inédita. Universidad Autónoma de Madrid.

Mata, C., I. Hervás, J. Herranz, F. Suárez y J.E. Malo. 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88:407-415.

Mcgarigal, K. y S.A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of Habitat Fragmentation Effects. *Ecological Applications* 12:335-345.

Meffe, G.K., y C.R. Carroll (Eds.) 1997. Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Inc. EE.UU.

Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 108 pp.

Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino. 2008. Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de las medidas correctoras destinadas a reducir el impacto de las infraestructuras lineales sobre la fauna. Documento 2 de la Serie de Documentos para la Reducción de la Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte publicada por el O.A. Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 115 pp.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en la fase de planificación y trazado. Documentos 3 de la Serie de Documentos para la Reducción de la Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte publicada por el O.A. Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 145 pp.

Navàs, F., y C. Rosell. 2002. Medidas de mejora de pasos de fauna y corrección de puntos negros de atropello en una carretera que cruza el Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (Catalunya). Fauna y vías de transporte. Pasos de fauna y medidas aplicadas para reducir atropellos. IENE-Infra Eco Network Europe. Barcelona.

Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhoy, O. Strand y A. Newton. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113:307-317.

Ng, S. J., J.W. Dole, R.M. Sauvajot, S.P.D. Riley y T.J. Valone. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in Southern California. *Biological Conservation* 115:499-507.

Olbrich, P. 1984. Study of the effectiveness of game warning reflectors and the suitability of game passages. *Zeitschrift Fur Jagdwissenschaft* 30: 101-116.

Pauchard, A., y P.B. Alaback. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18:238-248.

Peris, S., y J. Morales. 2004. Use of passages across a canal by wild mammals and related mortality. *European Journal of Wildlife Research* 50:67-72.

Riley, S.P.D., J.P. Pollinger, R.M. Sauvajot, E.C. York, C. Bromley, T.K. Fuller y R.K. Wayne. 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15:1733-1741.

Robinson, G.R., R.D. Holt, M.S. Gaines, S.P. Hamburg, M.L. Johnson, H.S. Fitch y E.A. Martinko. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science* 257:524-526.

Rodríguez, A., G. Crema y M. Delibes. 1996. Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33:1527-1540.

Rodríguez J.J., E. García de la Morena, y D. González, 2008. Estudio de las medidas correctoras para reducir las colisiones de aves con ferrocarriles de alta velocidad. Ministerio de Fomento. CEDEX. Madrid.

Romin, L.A., y J.A. Bissonette. 1996. Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24:276-283.

Rosell, C., J. Parpal, R. Campeny, S. Jove, A. Pasquina y J.M. Velasco. 1997. Mitigation of barrier effect of linear infrastructures to wildlife. In: Canters, K. (Ed.), *Habitat Fragmentation and Infrastructure*, Maastricht, The Hague, Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, The Netherlands, pp. 367-372.

Rosell, C., y J.M. Velasco. 1999. Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient, Catalunya.

Ruiz-Capillas, P., C. Mata y J.E. Malo. 2009. Efecto de las autovías en los patrones generales de abundancia de depredadores y presas del entorno. IX Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos (SECEM). Bilbao. p. 190.

Suárez, F. 1989. Guías metodológicas para la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental: 1. Carreteras y Ferrocarriles. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente, MOPU, Madrid.

Taylor, B.D., y R.L. Goldingay. 2009. Can road-crossing structures improve population viability of an urban gliding mammal? *Ecology and Society* 14.

Veenbaas, G. y G.J. Brandjes. 1999. Use of fauna passages along waterways under highways. En Evink, G.L.; Garrett, P. y D. Zeigler, eds. *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. FL-ER-73-99. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida. pp. 253-258.

Velasco, J.M., M. Yanes y F. Suárez. 1995. El efecto barrera en vertebrados. Medidas correctoras en las vías de comunicación. CEDEX, Madrid.

Yanes, M., J.M. Velasco y F. Suárez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrate: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71:217-222.



9

Seguimiento y vigilancia ambiental

Carlos Iglesias, Santiago Soliveres, Valentín Alfaya, Jesús Álvarez,
Ignacio Mola, Javier Martínez de Castilla y Xavier Artigas





CAPÍTULO 9

Seguimiento y vigilancia ambiental

Carlos Iglesias, Santiago Soliveres, Valentín Alfaya, Jesús Álvarez, Ignacio Mola, Javier Martínez de Castilla y Xavier Artigas

I. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

1. Introducción y marco general

La vigilancia ambiental en proyectos de infraestructuras de transporte se enmarca, generalmente, en un escenario definido por la evaluación de impacto ambiental (EIA) de los mismos. Salvo en aquellos casos en los que la construcción de una infraestructura nueva no queda sometida a este procedimiento, bien porque no corresponda con los previstos en los anexos de la norma correspondiente o, más excepcionalmente aún, quede exenta por una ley del Estado o por un acuerdo del consejo de gobierno de una comunidad autónoma en las situaciones en las que la competencia corresponda a estas últimas.

En el actual marco legislativo, los programas de vigilancia ambiental (PVA) son documentos de carácter obligatorio dentro del procedimiento de EIA, y han de servir para establecer el sistema que garantice el cumplimiento de las indicaciones y medidas, protectoras, correctoras y compensatorias, si proceden, contenidas en el estudio de impacto ambiental (EsIA), tanto en lo referente a su ejecución como a su eficacia.

El órgano ambiental evalúa el EsIA del proyecto (en el caso de las infraestructuras de transporte, suele coincidir con su fase de estudio informativo), tras haberse sometido a información pública, y formula la declaración de impacto ambiental (DIA). En caso de que la DIA sea positiva, fija las condiciones de carácter ambiental que deben incorporarse en la orden de aprobación del proyecto, trámite con el cual

concluye el procedimiento de EIA. Estas condiciones suelen establecer medidas adicionales a las previstas en el EsIA.

Tanto la DIA como el conjunto de documentación generada durante el procedimiento de EIA se convierten en piezas básicas para la redacción del proyecto constructivo, ya que debe contemplar lo que establecen e incluir un PVA que sirva para controlar la ejecución de las obras y, al menos, los primeros años de funcionamiento.

El seguimiento y vigilancia ambiental, sin diferenciar entre ambos conceptos, se trata en el Real Decreto Legislativo 1/2008 (BOE nº 23, de 26 de enero de 2008), modificado por la Ley 6/2010 (BOE nº 73, de 25 de marzo de 2010), como se reproduce en el Cuadro 1. En el Capítulo III, dedicado al control del cumplimiento de la DIA, se conciben como la herramienta que permite verificar la aplicación de las medidas preventivas, correctoras y, cuando proceda, compensatorias, durante la ejecución y fase de explotación de un proyecto sometido al procedimiento de EIA.

Cuadro 1. Seguimiento y Vigilancia en el RDL 1/2008.

Artículo. 18. Seguimiento y vigilancia del cumplimiento de la DIA.
1. Corresponde al órgano sustantivo o a los órganos que, en su caso, designen las comunidades autónomas respecto de los proyectos que no sean de competencia estatal, el seguimiento y vigilancia del cumplimiento de la declaración de impacto ambiental. Sin perjuicio de ello, el órgano ambiental podrá recabar información de aquel al respecto, así como efectuar las comprobaciones necesarias para verificar el cumplimiento del condicionado.
2. El órgano sustantivo comunicará al órgano ambiental el comienzo y el final de las obras, así como el comienzo de la fase de explotación.

En la actualidad, la legislación básica en materia de EIA sufre la paradoja de que el Reglamento que la desarrolla, el RD 1131/1988 (BOE nº 239, de 5 de octubre de 1988), es anterior al RDL 1/2008 y a la Ley 6/2010, de modificación del texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por el citado RDL 1/2008.

La lectura del RD 1131/1988 permite observar que tampoco en este caso se diferencia entre las tareas de seguimiento y vigilancia, aunque los objetivos de esta última tratan de forma específica de:

1. Velar para que, en relación con el medio ambiente, la actividad se realice según el proyecto y según las condiciones en que se hubiere autorizado.
2. Determinar la eficacia de las medidas de protección ambiental contenidas en la declaración de impacto.
3. Verificar la exactitud y corrección de la evaluación de impacto ambiental realizada.

Debido a la organización administrativa del Estado, algunas comunidades autónomas han establecido en sus respectivas normas que el desarrollo de la vigilancia ambiental será responsabilidad de la consejería competente en materia de medio ambiente, como en los casos de Andalucía y Madrid. Circunstancia que ha obligado a matizar la redacción del artículo 18, punto 1, del RDL 1/2008 respecto a lo que se contemplaba en el artículo 25, punto 1, del RD 1131/1988 (Cuadro 2), aún vigente salvo en los aspectos que contradiga al primero y su posterior modificación. No obstante, en la mayoría de comunidades autónomas, como Canarias, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Galicia, etc., se ha trasladado el esquema básico de funcionamiento del Estado, siendo la verificación del cumplimiento de la DIA competencia del órgano sustantivo, sin perjuicio de la facultad del órgano ambiental para recabar la información que requiera para verificar dicho cumplimiento, aunque también el desarrollo legislativo ha dado lugar a la creación de diferentes procedimientos de autorización ambiental de proyectos y actividades en algunas autonomías que, en función de sus características o las del emplazamiento del proyecto, pueden ocasionar que dicha responsabilidad recaiga sobre el órgano sustantivo o sobre el órgano ambiental, como, por ejemplo, sucede en Aragón, en función del tipo de tramitación que corresponda.

Un caso más singular de funcionamiento es el de las Islas Baleares, donde su legislación establece que, en función del importe del presupuesto del proyecto o la concurrencia de circunstancias que lo justifiquen, dicha responsabilidad puede recaer directamente sobre una auditoría externa contratada por el propio promotor.

Cuadro 2.
Vigilancia y responsabilidad (RD 1131/1988).

Artículo 25. Órganos que deben hacerla.

1. Corresponde a los órganos competentes por razón de la materia, facultados para el otorgamiento de la autorización del proyecto, el seguimiento y vigilancia del cumplimiento de lo establecido en la declaración de impacto ambiental. Sin perjuicio de ello, el órgano administrativo de medio ambiente podrá recabar información de aquellos al respecto, así como efectuar las comprobaciones necesarias para verificar dicho cumplimiento.

2. El seguimiento y vigilancia por los órganos que tengan competencia sustantiva deben hacer posible y eficaz los que ejerzan los órganos administrativos de medio ambiente, que podrán alegar en todo momento el necesario auxilio administrativo, tanto para recabar información, como para efectuar las comprobaciones que consideren necesarias.

Artículo 26. Objetivos de la vigilancia.

La vigilancia del cumplimiento de lo establecido en la declaración de impacto tendrá como objetivos:

- a. Velar para que, en relación con el medio ambiente, la actividad se realice según el proyecto y según las condiciones en que se hubiere autorizado.
- b. Determinar la eficacia de las medidas de protección ambiental contenidas en la declaración de impacto.
- c. Verificar la exactitud y corrección de la evaluación de impacto ambiental realizada.

Debido al uso frecuente de acrónimos en la materia tratada en este capítulo, antes de finalizar el apartado de introducción, se considera conveniente incluir el siguiente cuadro resumen.

Cuadro 3.
Resumen de siglas y acrónimos.

CMCC	Comisión Mixta de Concertación y Control
DAO	Dirección ambiental de obra
DIA	Declaración de impacto ambiental
EIA	Evaluación de impacto ambiental
EsIA	Estudio de impacto ambiental

I+D+i	Investigación + Desarrollo + innovación
PAC	Programa de aseguramiento de la calidad
PEM	Presupuesto de ejecución material
PPI	Programa de puntos de inspección
PS	Programa de seguimiento
PVA	Programa de vigilancia ambiental

2. Objeto y alcance del capítulo

El presente capítulo pretende no solo establecer las pautas ‘técnicas’ de seguimiento de las distintas variables y elementos ambientales, sino también proponer un marco más ambicioso para la articulación de los programas de vigilancia ambiental en proyectos de infraestructuras, a partir de las deficiencias habitualmente detectadas. Una articulación que, entre otros objetivos, permita aclarar las responsabilidades de los distintos agentes y facilitar que los responsables de cada fase doten los recursos necesarios para una aplicación eficiente de los programas de vigilancia, en obra, y seguimiento, a largo plazo.

Por un lado, se entiende que un factor clave para poder implementar un PVA en obra sería que este se iniciase con una revisión exhaustiva del proyecto y la constatación en campo de la idoneidad de las medidas previstas, siempre guiado por el objetivo de buscar los errores, defectos y omisiones que el proyecto pudiera tener. En este sentido, es necesario contemplar protocolos para la definición de nuevas medidas correctoras, ya que así se consigue mantener la idea de que el PVA no es un documento cerrado durante la ejecución de las obras, de la misma manera que el propio proyecto puede sufrir profundas modificaciones de aspectos tan relevantes como el trazado, enlaces, situación de estructuras, etc. De este modo, en el caso de detectarse alguna carencia en los estadíos iniciales, la dirección facultativa dispondría de un margen superior de tiempo para reconducir situaciones adversas y adoptar las medidas que se consideraran oportunas por la asistencia técnica (Gil Esteban 2006).

Por todo ello, el objetivo fundamental que tiene este capítulo es proponer un escenario, compatible con la legislación vigente, que permita potenciar el papel del seguimiento y la vigilancia ambiental de los proyectos y actividades sometidas a EIA, particularmente los de infraestructuras de transporte, así como resaltar su complementariedad con los procesos de aseguramiento de la calidad que realizan algunos actores que participan en distintas

fases de su ciclo de vida, con el fin último de fomentar la retroalimentación del sistema por medio de un protocolo de funcionamiento basado en la creación de comisiones multidisciplinares, que permita exponer y consolidar el conocimiento emanado de la experiencia acumulada por los años de implantación de la EIA en España, dado que en la actualidad, en todos los ámbitos afectados, se considera deficiente. Para lograrlo es necesario diferenciar el papel y el significado del seguimiento y la vigilancia contemplados en el actual Reglamento de EIA (RD 1131/988) y desarrollar los contenidos y actores intervinientes en cada fase, de acuerdo con la distinción básica que se presenta en el Cuadro 5.

3. Los PVA en el marco legal. Vinculación con la DIA y el proyecto

Los PVA habitualmente se incorporan al proyecto de construcción, en el caso de las infraestructuras de transporte, como un capítulo del anejo de Integración Ambiental (a veces denominado ‘Ordenación ecológica, estética y paisajística’ o similar) en el que se particularizan las medidas diseñadas atendiendo al condicionado de la DIA.

Esta disposición en el Proyecto hace que, en ocasiones, tanto el análisis del cumplimiento de la DIA como el diseño del PVA se perciban como un tema exclusivamente ambiental, reduciéndose la participación en su diseño, y en el de las medidas correctoras, de otros técnicos involucrados en la redacción de los proyectos, como podrían ser quienes elaboran los anejos de geología, geotecnia, hidrología y drenaje, etc. Por otro lado, la misma circunstancia hace que aspectos relevantes de estos apartados se diluyan entre los varios centenares de páginas que pueden ocupar los anejos de integración ambiental, dado el amplio espectro de variables que se tratan en ellos.

La aplicación de estos programas se realiza de manera más o menos exhaustiva durante la construcción de la obra, con notables diferencias de unos casos a otros, pero, en general, no trasciende al plazo de garantía de la misma (normalmente los dos años posteriores a la finalización de los trabajos). Por otro lado, la dispersión de la información entre administraciones, entre el órgano sustantivo y el ambiental, así como los dispares procedimientos de adjudicación de estos trabajos, no permiten el acceso a los resultados, consolidándose una situación de desconocimiento bastante generalizada sobre la consistencia de los PVA y su aplicación real.



Figura 1. Ejemplos contrapuestos sobre la protección de pies arbóreos en distintas obras. En la imagen superior se ilustra la ausencia de protecciones (Foto: Xavier Artigas) y en la inferior cada ejemplar arbóreo se encuentra protegido por un cerramiento rígido, a su vez recubierto por telas que incrementan su visibilidad.

En este sentido, llama poderosamente la atención los resultados de una investigación de Arce *et al.* (2006), basada en un cuestionario remitido a empresas constructoras y consultoras de Ingeniería, en el que un 64% de las primeras manifiesta que sí se realiza algún tipo de control de las medidas preventivas y correctoras, mientras que entre las empresas consultoras tan solo responde afirmativamente un

36% . Esto quiere decir que un aspecto fundamental del proyecto, desde el punto de vista de su aprobación ambiental, se ha ignorado sistemáticamente en fase de obras (según reconoce un tercio de las empresas constructoras y sospechan dos tercios de las empresas redactoras de proyectos).

Es decir, en general, durante mucho tiempo se ha venido consintiendo una situación irregular respecto a la disciplina ambiental, es decir, la vigilancia y el seguimiento, su cumplimiento y la imposición de sanciones cuando proceda. No obstante, con el tiempo también se van conociendo iniciativas realmente interesantes para la aplicación de estos PVA, que más adelante se comentarán.

Cuadro 4.
Principales problemas para la implementación de los PVA.

- Los recursos que se requieren para ejecutar con solvencia el PVA, en general, no se presupuestan con el detalle que correspondería a cualquier medida que se define en la fase de redacción de proyecto. En ocasiones, el contratista principal de la obra acaba asumiendo una parte de estos costes.
- No existe un seguimiento a más largo plazo de las medidas aplicadas y los aspectos ambientales, que podría ser fundamental para recabar información valiosa sobre la verdadera efectividad de las medidas de revegetación, protección de la fauna, etc.
- En la práctica se diluyen las responsabilidades entre los agentes implicados (promotor, órgano sustantivo, órgano ambiental, asistencia técnica, dirección facultativa, contratista, operador o concesionario...), en relación con la aplicación de los programas de vigilancia y seguimiento.
- El dispar tratamiento de los PVA en fase de proyecto (unas veces incluidos en el presupuesto de ejecución material, otras en el de inversión, en ocasiones ausentes, etc.) no contribuye a clarificar las responsabilidades, menos aún cuando el esquema de participación se vuelve algo más complejo de lo habitual.



Figura 2. En la imagen superior, típico cartel que anuncia unas obras y pide disculpas a los usuarios por las molestias ocasionadas, durante las mismas que permanece por tiempo indefinido durante la fase de explotación. En la imagen inferior, unas pantallas acústicas, típica medida correctora de impacto ambiental cuya eficacia no podrá ser verificada hasta la puesta en servicio de la infraestructura (Foto: Carlos Iglesias).

Las principales etapas del ciclo de vida de una infraestructura lineal se resumen en la Figura 3.

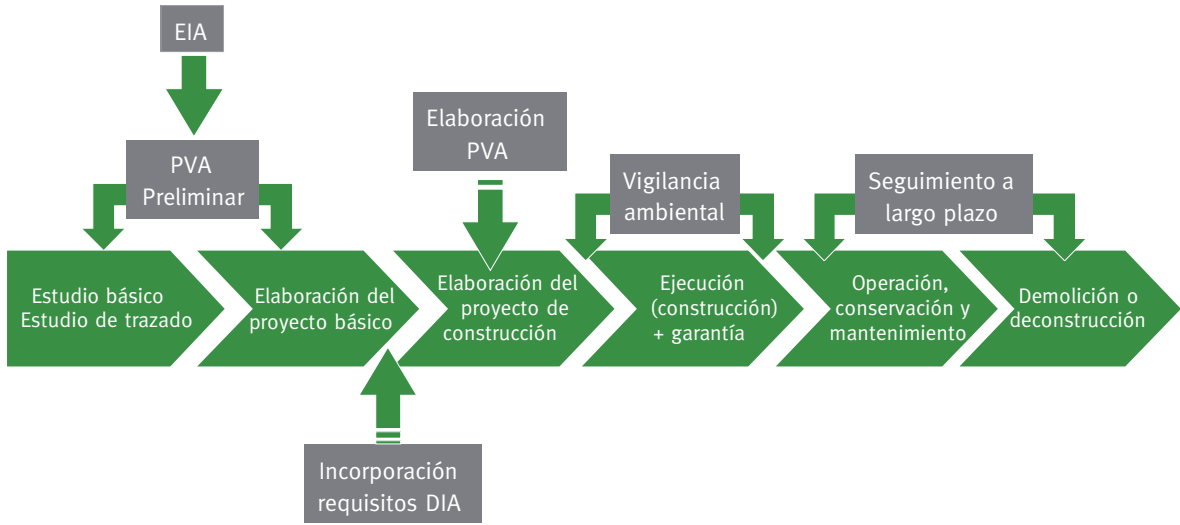


Figura 3. Esquema habitual de la EIA en España, en relación con los proyectos de las infraestructuras de transporte.

Como es sabido, la DIA, cuando es positiva, constituye la autorización de la obra a los efectos ambientales, e incluye buena parte de los requisitos que en esta materia serán aplicables. Entre otros, las condiciones del trazado, las principales medidas preventivas y compensatorias, los criterios para el diseño de las medidas correctoras y, en particular, los objetivos y exigencias de la vigilancia ambiental.

Dichos aspectos, sin embargo, no siempre son fáciles de trasladar a los PVA, debido, entre otras cosas, a que la fase en que se evacua la DIA es aún muy temprana en el diseño del proyecto. En ese momento, es difícil tener una idea clara de cuáles van a ser las variables ambientales o las medidas correctoras que requerirán un mayor esfuerzo de monitorización en las fases de construcción y operación.

Para orientar la consecución de los objetivos expuestos en este capítulo hacia todas las fases del ciclo de vida de una infraestructura de transporte y, en general, de cualquier otro tipo de proyecto sometido a EIA, se parte inicialmente de la idea de incluir un anejo específico en el proyecto, por ejemplo, denominado ‘Cumplimiento de la DIA y vigilancia y seguimiento ambiental’, puesto que el cumplimiento del condicionado de la DIA empieza en fase de proyecto, afecta a todos sus anejos y se prolonga en obra y durante la fase de explotación.

Este anejo debería ser coordinado por el autor del proyecto y exclusivamente dedicado a justificar cómo

se cumple la DIA en los distintos documentos de un proyecto, dado que la definición de muchas de estas medidas es ajena al anejo de integración ambiental, y contribuiría a implicar al conjunto de los técnicos que participan en la redacción de un proyecto bajo la responsabilidad de quienes poseen la capacidad de firmarlo. Se favorecería así la coordinación de un escenario de trabajo efectivamente pluridisciplinar, en el que las posibles incoherencias del proyecto se pondrían de manifiesto y cada redactor de un anejo percibiría la influencia de su trabajo sobre otros apartados. Finalmente, cuando se iniciara la fase de obras, se facilitaría el conocimiento de los detalles concretos que afectan a los aspectos de la vigilancia y del seguimiento ambiental respecto a la situación actual, que obliga a indagar entre las decenas de anejos de un proyecto y los centenares de páginas de algunos de ellos.

Otro de los objetivos fundamentales de este capítulo del libro reside en la necesidad de homogeneizar y poner de relieve el valor de las tareas de seguimiento y vigilancia ambiental, en obra y durante la fase de explotación de las infraestructuras de transporte, poniendo de manifiesto el significado de ambos conceptos y la existencia, en ocasiones, de actividades duplicadas que se desarrollan de manera paralela por diferentes actores, sin que exista un flujo de información coherente que sirva al sistema para aclarar el estado de conocimiento en las materias en cuestión, ni mucho menos conocer los resultados correspondientes a experiencias anteriores.

Cuadro 5.
Distinción básica entre vigilancia ambiental y seguimiento ambiental y objetivos fundamentales.

1. Vigilancia ambiental , fundamentalmente de carácter técnico antes y durante la ejecución de las obras; estaría centrada en:
• Detectar y corregir posibles deficiencias del proyecto de construcción. • Verificar la adecuación de las medidas proyectadas a la realidad final de la obra. • Supervisar la correcta ejecución de las medidas ambientales (pantallas acústicas, revegetación, pasos de fauna, etc.). • Controlar los aspectos ambientales relevantes de la obra (p.e., seguimiento de la calidad de las aguas superficiales, afecciones a los hábitats silvestres, emisiones atmosféricas, etc.) Y detección de impactos no previstos anteriormente. • Determinar la posible supresión, modificación o introducción de nuevas medidas preventivas y correctoras, conforme al protocolo que contemple el propio pva en ausencia de normas específicas al respecto.
2. Seguimiento ambiental , a medio y largo plazo (orientativamente de 3 a 10 años) desde el momento de recepción de la obra y posteriormente; también adquiriría un sentido científico y se centraría en:
• Verificar la evolución de las medidas implantadas (p.e., Revegetación, uso de pasos de fauna, etc.) Para evaluar su eficacia a medio y largo plazo. • Recabar información sobre los impactos de la infraestructura en el medio ambiente (p.e., Efecto barrera) y la posible aparición de otros no previstos. • Informar y servir de <i>input</i> para futuros proyectos, en el marco de una continua mejora del procedimiento de eia y de la prevención y corrección de impactos ambientales en particular.

II. CONTEXTO GENERAL DE LOS PVA: EXPECTATIVAS Y DEFICIENCIAS

1. Los PVA en el contexto del ciclo de vida de la infraestructura. Agentes implicados

El RDL 1/2008 establece que corresponde al órgano sustantivo (en el caso de infraestructuras de transporte puede ser el Estado, las autonomías o incluso algunas diputaciones) el seguimiento y vigilancia del cumplimiento de la DIA, o a los órganos que, en su caso, designen las comunidades autónomas respecto de los proyectos que sean de su competencia. Al situarse en un estatus cuanto menos confuso según las casuísticas posibilitadas por el tipo de proyecto y las administraciones competentes, en la práctica la vigilancia queda desligada en cierto modo de la evaluación, puesto que el PVA se redacta en fase de proyecto (dada la escasa definición posible en el EsIA), lo cual no significa que sea una medida más a ejecutar por el contratista de las obras, puesto que este no debería vigilarse a sí mismo. De estas

consideraciones deriva también la conveniencia de segregar del anejo de integración ambiental el PVA y el programa de seguimiento, que más adelante se trata, junto con la justificación de cómo el proyecto cumple las condiciones de la DIA, ya que las medidas preventivas y correctoras definidas en dicho anejo sí corresponde ejecutarlas al contratista. En la práctica, esta circunstancia se resuelve, la mayoría de las veces, mediante una asistencia técnica a la dirección de obra, frecuentemente asumida por la misma asistencia que verifica la ejecución del proyecto, lo cual no impide que la empresa constructora realice simultáneamente, en el marco de su propio programa de aseguramiento de la calidad (PAC), algunas actividades que, en ocasiones, se solapan con la propia vigilancia ambiental.

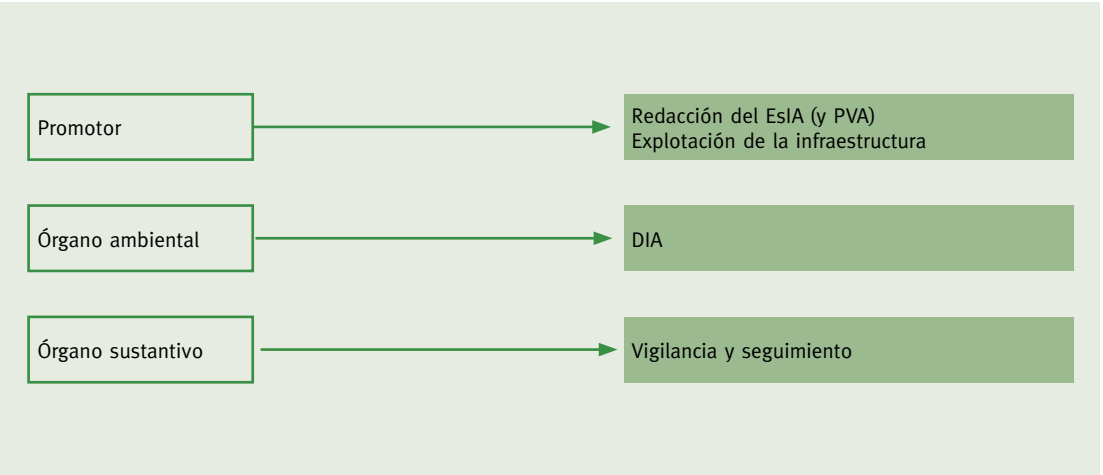


Figura 4. Esquema habitual del papel de los órganos ambiental y sustantivo en el modelo de EIA en España (diferente en algunas comunidades autónomas). En el caso de las infraestructuras de transporte, suele coincidir que el promotor es a la vez órgano sustantivo.

La legislación básica también establece claramente que el órgano ambiental podrá recabar información del órgano sustantivo, así como efectuar las comprobaciones necesarias para verificar el cumplimiento de la DIA, tanto en fase de obras como de explotación. A raíz de estos supuestos, algunas comunidades autónomas han otorgado mayores competencias al órgano ambiental, asignándoles las funciones de vigilancia ambiental, como en el ya citado caso de la Comunidad de Madrid (Ley 2/2002, BOCM nº 154, de 1 de julio de 2002).

Otro aspecto que indudablemente podría contribuir a la mejora del funcionamiento de los actuales modelos sería la clasificación, en función de sus capacidades, de las entidades y profesionales implicados en tareas de vigilancia y control ambiental de obras, y de seguimiento de la eficacia de las medidas correctoras.

En este sentido, destaca el caso de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, donde existe un Registro de Entidades y Profesionales Autorizados para el seguimiento y control de actividades sometidas a EIA, regulado por la Orden de 26-01-2005 de la Consejería de Medio Ambiente (DOCM nº 24, de 3 de febrero de 2005). De esta manera, se atribuye a estas entidades la responsabilidad sobre el contenido de los informes realizados, que deben presentarse tras cada actuación en la

delegación provincial correspondiente de la Consejería de Medio Ambiente. Las entidades y profesionales interesados se pueden acreditar hasta en ocho ámbitos funcionales (Cuadro 6), en función de sus recursos técnicos.

Se trata de una estructura organizativa bastante acertada para establecer las bases de una vigilancia y un seguimiento ambiental que deben evolucionar hacia la integración efectiva de especialistas en cada variable a controlar. Sin embargo, resulta ser un planteamiento inviable mientras los PVA no se presupuesten de manera detallada. Es lógico pensar que cualquier medida o actividad que represente un coste imprevisto no será asumida por ningún agente, por lo que los recursos humanos y materiales necesarios para cualquier tarea de seguimiento ambiental debería valorarse a la vez que se define el PVA, e incluirse en el presupuesto de inversión (antes denominado para conocimiento de la administración). En ningún caso debe incluirse en el presupuesto de ejecución material (PEM), puesto que no corresponde al contratista de la obra su ejecución y, posiblemente, su duración exceda a la de la obra y a la del período de garantía de la misma. La existencia de un cuadro de precios para cada actividad de vigilancia y seguimiento, así como su descomposición, permitiría conocer al promotor el presupuesto que debe disponer para realizar la vigilancia y el seguimiento ambiental.

Cuadro 6.

Grupo de actividad/es para el que se solicita acreditación en el Registro de Entidades y Profesionales autorizados para el seguimiento y control de actividades sometidas a EIA en Castilla-La Mancha.

- 1- Flora y vegetación
- 2- Fauna
- 3- Paisaje
- 4- Agua
- 5- Gea y suelo
- 6- Atmósfera
- 7- Patrimonio histórico artístico y arqueológico y paleontológico
- 8- Ser humano, relaciones sociales y condiciones de sosiego público

Por supuesto, teniendo en cuenta el modelo que más adelante se presenta, la valoración económica del PVA no debería incluirse en el presupuesto de ejecución material del proyecto, puesto que en ningún caso debería realizarlo el contratista constructor. Esta obviedad, debido al escaso desarrollo de algunos aspectos confusos de la legislación y, sobre todo, las particularidades propias de cada tipo de proyecto, lleva a poner de relieve la importancia de la disposición adicional segunda del RDL 1/2008. Dicha disposición adicional habilita al Gobierno, en el ámbito de sus competencias, para el desarrollo reglamentario de la Ley, en particular para aprobar normas básicas mediante real decreto sobre aquellos aspectos de carácter técnico o de naturaleza coyuntural y cambiante necesarios para asegurar el mínimo común denominador establecido en la Ley. Sin lugar a dudas, la vigilancia ambiental es un aspecto muy concreto de la evaluación ambiental que necesita un desarrollo particularizado para cada tipo de proyecto o actividad desde hace mucho tiempo.

2. Las comisiones mixtas como mecanismo de refuerzo y control

En el caso de Cataluña, en el texto de las propias DIA se establece, como una condición más al proyecto, la necesidad de formalizar una Comisión Mixta de Concertación y Control (CMCC) entre el órgano ambiental y el órgano sustantivo, con la finalidad de controlar el contenido, periodicidad, aplicación, época de realización de las medidas correctoras y de protección que señala la DIA.

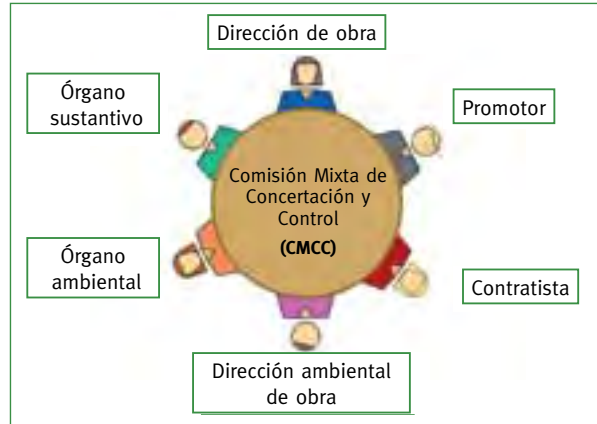


Figura 5. La composición de la Comisión Mixta de Concertación y Control (CMCC) está formada como mínimo por el promotor, el órgano sustantivo y el órgano ambiental. Además suelen incorporarse las figuras del director de obra, jefe de obra de la empresa adjudicataria y la dirección ambiental de obra (DAO).

Esta CMCC permite al órgano ambiental realizar un seguimiento a pie de obra del desarrollo de la misma, de forma que contribuye a la correcta ejecución de las medidas contempladas, así como en su definición cuando resulta preciso hacerlo durante la fase de obras.

De la misma forma, cualquier modificación sustancial del proyecto que haya de someterse a valoración se dirime inicialmente en el seno de la CMCC. El promotor aporta los datos necesarios y justificativos del cambio solicitado, junto con una valoración ambiental y definición del grado de adecuación con la DIA realizada por la dirección ambiental de obra (DAO). La CMCC se pronuncia sobre la modificación y propone al órgano ambiental la tramitación a seguir, e informa sobre el cambio solicitado.

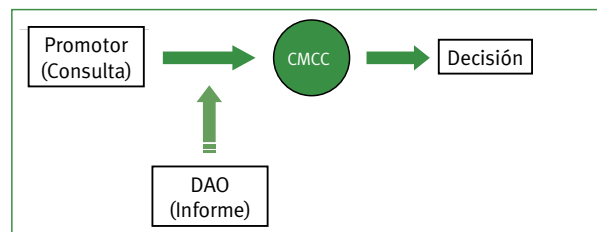


Figura 6. Esquema de funcionamiento de la CMCC ante la consulta del promotor sobre una modificación sustancial del proyecto.

Las funciones así están repartidas claramente de acuerdo con la legislación, el órgano ambiental realiza la evaluación ambiental y establece las medidas, el promotor del proyecto es el responsable de incorporar las medidas que establece la DIA, y el órgano sustantivo es el responsable tanto de hacerlas cumplir como de su seguimiento y

vigilancia. La CMCC únicamente supervisa su cumplimiento y facilita la relación entre los distintos actores.

En todo caso, en este esquema la DAO es responsable de la aplicación del PVA, desde las fases iniciales y previas a la ejecución del proyecto hasta la finalización, siendo sus funciones principales las habituales de la vigilancia ambiental. El único cambio reside en la existencia de un marco formal de funcionamiento que compensa la debilidad habitual de la DAO en escenarios en los que quedaría relegada a un segundo plano entre los actores implicados.

Cuadro 7. Funciones habituales de la DAO.

- Verificar que se cumplen los condicionantes impuestos por la DIA y se ejecutan las medidas proyectadas.
- Supervisar la ejecución de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias previstas, así como el cumplimiento de aquellas medidas nuevas aprobadas por la CMCC.
- Planificar y verificar los sistemas de control propuestos en el PVA, y realizar los controles.
- Identificar y valorar impactos ambientales residuales o no previstos en el EIA, y proponer nuevas medidas para minimizar o corregir los impactos de forma adecuada.
- Valorar la eficacia de las medidas ejecutadas respecto a los objetivos ambientales y el grado de corrección en la valoración del impacto.
- Asesorar al contratista durante la ejecución de la obra para la correcta aplicación de las medidas establecidas, así como sobre la tramitación de los permisos necesarios.
- Redactar los informes de seguimiento para el órgano sustantivo y órgano ambiental.
- Redactar y asumir la dirección obra del proyecto de medidas correctoras.
- Mantener la coordinación con la dirección de obra.

Indicar por último que, en el marco de una CMCC con encuentros regulares durante la ejecución de las obras, es más fácil motivar al contratista para la realización, en tiempo y forma, de los diferentes trámites de carácter ambiental que puedan precisarse.

Cuadro 8.

Trámites, entre otros, a los que queda obligado el contratista para la correcta ejecución del PVA.

- Proporcionar la información sobre la forma de ejecución y materiales utilizados durante la ejecución de unidades de obra con posibles implicaciones ambientales.
- Facilitar las muestras, o el acceso a ellos, que se determinen en el PVA.
- Documentar la gestión de residuos.
- Aportar los certificados de calidad de los diferentes materiales utilizados en sus actuaciones (p.e., la restauración vegetal).
- Obtener cuantos permisos de carácter ambiental, vertederos, vertidos de aguas, préstamos, etc., precise.

3. Situación actual de la vigilancia ambiental en relación con el control de calidad

En la actualidad, la vigilancia ambiental queda enmarcada durante la ejecución de las obras en el control de calidad de las mismas, existiendo el riesgo de que se convierta en un formalismo a modo de repaso de una lista de comprobaciones y la supervisión de autorizaciones, dejando de lado la comprobación de la efectividad de las medidas.

Un aspecto importante que hay que considerar es la posibilidad de que la DAO esté desligada de la dirección de obra, lo cual no impide que sus funciones estén claras y coordinadas con ella. Este esquema, que, *a priori*, puede generar cierta inquietud, tendría mejor adaptación a los recursos realmente disponibles para dichas labores, permitiendo una mayor especialización de las funciones ambientales y un mayor grado de control para la correcta ejecución del PVA.

Un ejemplo eficaz de esta adaptación se encuentra reproducido en el modo en que el Administrador de Infraestructuras Ferroviarias (ADIF) desarrolla la gestión ambiental de las obras de alta velocidad en España. Para ello, mediante un procedimiento interno de gestión y coordinación de actividades ambientales, atribuye a la Dirección de Medio Ambiente la responsabilidad del control y vigilancia ambiental de las obras. Esta Dirección es dependiente de la Dirección de Calidad y Medio Ambiente, dentro de la DG de Organización, Seguridad y Recursos Humanos de ADIF. Es

decir, la vigilancia y el seguimiento ambiental, y, por tanto, la responsabilidad de certificar el cumplimiento de la DIA en obra, recae en un área diferente de la que dirige la ejecución de las obras, con el objetivo de garantizar la independencia en el proceso (Matas 2008).

En este caso, la DAO suele recaer sobre una asistencia técnica que supervisa la ejecución de tres o cuatro tramos consecutivos, en coordinación con la dirección facultativa, a pie de obra. A su vez, las diferentes DAO de una línea completa están coordinadas por técnicos especialistas de la Dirección de Medio Ambiente de ADIF.

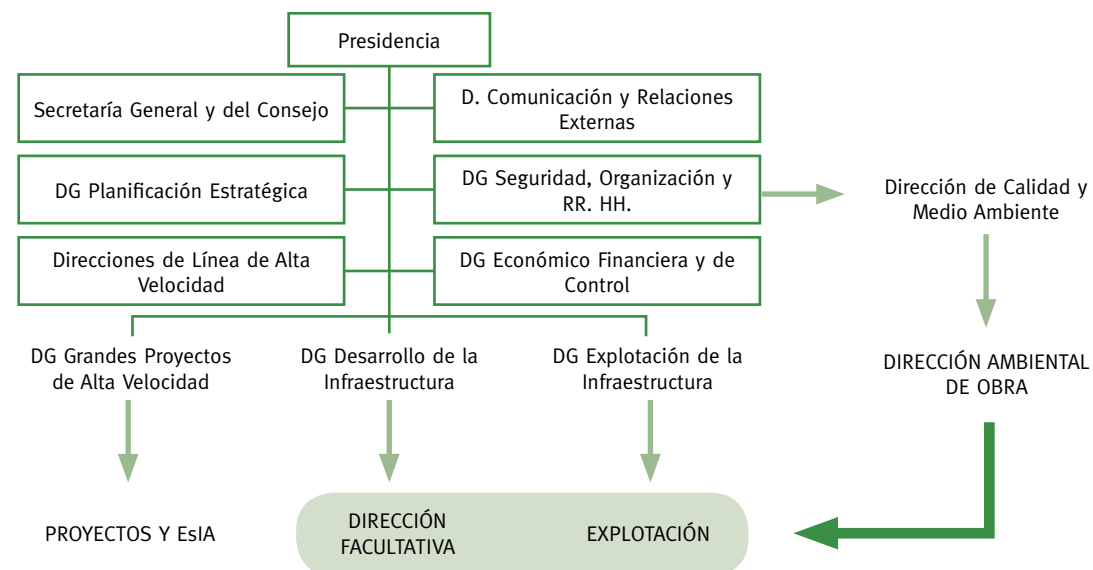


Figura 7. Esquema simplificado de la asignación de las responsabilidades de dirección facultativa y DAO en diferentes direcciones generales de ADIF.

El anterior esquema de funcionamiento interno constituye un enfoque ambicioso y novedoso en cuanto al compromiso por parte del promotor, y órgano sustantivo en este caso, se refiere, puesto que impide que una dirección general se certifique a sí misma el cumplimiento de la DIA. Por otro lado, las mejoras introducidas a partir de los resultados que con el tiempo se van obteniendo empiezan a ser reconocidas en el sector y a emplearse como referencias incluso para otros proyectos.

Sin embargo, volviendo sobre los austeros escenarios más habituales de la vigilancia ambiental en España, la ausencia de un programa de seguimiento durante la fase de explotación de las infraestructuras no permite obtener datos concluyentes del grado de eficiencia de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias aplicadas durante la construcción. Esta deficiencia histórica provoca una carencia de

información para la elaboración de los EsIA, consolidando la redacción de medidas estándar cuya eficiencia es teórica, pero no universal.

El desarrollo de programas de seguimiento (PS) permitiría evaluar la eficacia de las medidas proyectadas, así como la posibilidad de modificarlas en caso de necesidad, o disponer la ejecución de medidas adicionales en caso de preverse o detectarse nuevos impactos durante los trabajos de mantenimiento de la infraestructura. Otro aspecto que se percibe de manera generalizada entre los distintos agentes implicados es que determinados trabajos de mantenimiento pueden impedir el correcto funcionamiento de alguna medida correctora, y viceversa. Sin embargo, la ausencia de evidencias documentadas resulta alarmante después de tantos años de desarrollo de nuestra red de infraestructuras de transporte.



Figura 8. Dispositivos de escape para fauna mal ejecutados como consecuencia de una vigilancia ambiental deficiente o a la que no se le reconoce autoridad. El primer dispositivo estaría constituido por un muro, inexistente, y una rampa de tierra inacabada (Foto: TEG-UAM). El segundo por un portillo abatible que, al estar su base enterrada, no se puede abrir (Foto: Carlos Iglesias).

Debe tenerse en cuenta que la fase de explotación puede ser administrativamente tan compleja, o más, que la fase de construcción, y que la aparición de nuevos actores mediante diferentes fórmulas de concesión puede generar una casuística sin fin. En todo

caso, conviene que los efectos de carácter ambiental se monitoricen por medio de un programa que cubra esta fase desde el momento en que se recibió la obra, cuya realidad diferirá por completo de la que se daba durante la construcción.

III. PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL Y PROGRAMA DE SEGUIMIENTO

1. Esquema director propuesto

Como ya se ha recogido con anterioridad, la legislación vigente no diferencia entre las funciones de la vigilancia y el seguimiento, refiriéndose indistintamente a ellas como si se tratara de la misma actividad. Sin embargo son referidas con la conjunción copulativa “y”, que coordina aditivamente elementos análogos. Es decir, consciente o inconscientemente, en la legislación básica vigente queda establecida una relación de semejanza entre dos conceptos análogos que tienen entre sí alguna coincidencia significativa.

Cuadro 9. Definiciones del Diccionario de la Lengua Española (RAE, 2001).

Vigilancia (Del lat. *vigilantiā*): cuidado y atención exacta en las cosas que están a cargo de cada uno.

Seguimiento: acción y efecto de seguir.

Seguir (Del lat. **sequīre*, de *sequi*, con la t. de *ire*): proseguir o continuar en lo empezado.

De acuerdo con las definiciones del diccionario de la lengua española (RAE, 2001), la vigilancia consiste en el cuidado y atención exacta en las cosas que están a cargo de cada uno, mientras que el seguimiento es la acción y efecto de seguir, encontrándose, entre las diversas acepciones de seguir, las que lo definen como la acción de proseguir o continuar lo empezado, así como observar el curso de algo (Cuadro 9). Por tanto, teniendo en cuenta estas matizaciones, la duración limitada de la obra de construcción de una infraestructura de transporte frente a su posterior vida útil, y la necesidad de vigilar y seguir distintos aspectos ambientales en ambas fases con la participación de diferentes agentes, se propone un esquema director que permita diferenciar las actividades a realizar en cada una de ellas.

Mientras que los objetivos de la vigilancia quedan claramente establecidos en el RD 1131/1988, la legislación básica vigente no los incluye entre los conceptos que define en su anexo 1. Paralelamente, el capítulo III del RDL 1/2008, referido al control del cumplimiento de las DIA, establece su marco básico de desarrollo alternando referencias al seguimiento y vigilancia, sin establecer diferencias, pese a que no

tienen el mismo significado vigilancia y seguimiento. Ante esta situación, y teniendo en cuenta los posibles agentes implicados en las distintas fases de proyecto, obra y explotación de una infraestructura

de transporte, se advierte la posibilidad de confeccionar un esquema director de mayor detalle, viable y realista, que permita la propuesta e implementación de un PVA y un PS, vigentes en distintas fases.

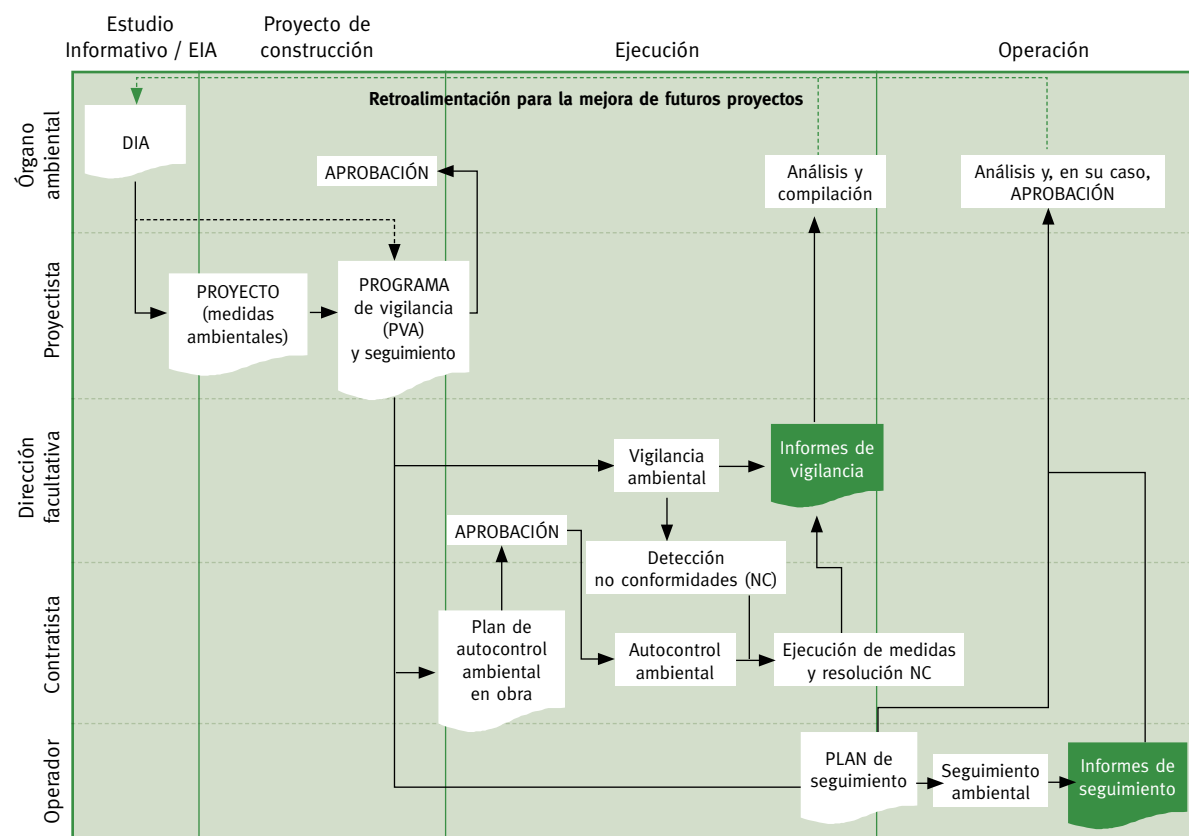


Figura 9. Diagrama de flujo que recoge las distintas fases de la vigilancia ambiental, por ejemplo, aplicada a las plantaciones en una infraestructura de transporte, los principales documentos que en cada caso se generan, así como los agentes implicados en su implementación.

La ejecución de un proyecto se puede esquematizar en cuatro etapas, según su secuencia cronológica:

- Fase 1 – Fase inicial: comienza con el replanteo de la obra, se inicia la implementación del PVA mediante la evaluación del contenido de la DIA, se revisa el proyecto y se definen las acciones de control ambiental a determinar durante la ejecución de las obras. Se configura el PVA ajustado a la obra en cuestión de acuerdo con lo establecido en la DIA.
- Fase 2 – Fase de obras: construcción de la infraestructura y límite de vigencia del PVA, como se concibe actualmente, con el informe final de recepción de la obra.

- Fase 3 – Periodo de garantía: primera parte de la fase de explotación de la infraestructura, hasta que finaliza el período habitual de garantía. A partir de este momento ya no rige el proyecto de construcción, y las tareas de seguimiento deben orientarse a evaluar la eficacia y evolución de las medidas correctoras que acompañarán a la infraestructura durante su vida útil. Por ello se propone como momento de inicio del PS, a modo de extensión del PVA durante la fase de funcionamiento. En este caso, teniendo en cuenta un escenario realista de actores y presupuesto, se debería considerar la capacidad del operador para desempeñar las tareas que, por otro lado, actualmente ya realiza en muchos casos.

- Fase 4 -Fase de explotación: período variable de aplicación del PS, en función de las variables objeto del mismo. Durante esta etapa se supone una incesante obtención de resultados fruto de los años de seguimiento sobre el grado de eficacia de las medidas proyectadas. Todo ello constituye información básica para futuros proyectos

en función de los objetivos inicialmente fijados, que debería centralizarse mediante sistemas de información de fácil acceso en el órgano ambiental, como único agente conocedor de los procedimientos de EIA desarrollados en relación con cualquier tipología de proyectos en el ámbito de sus competencias.

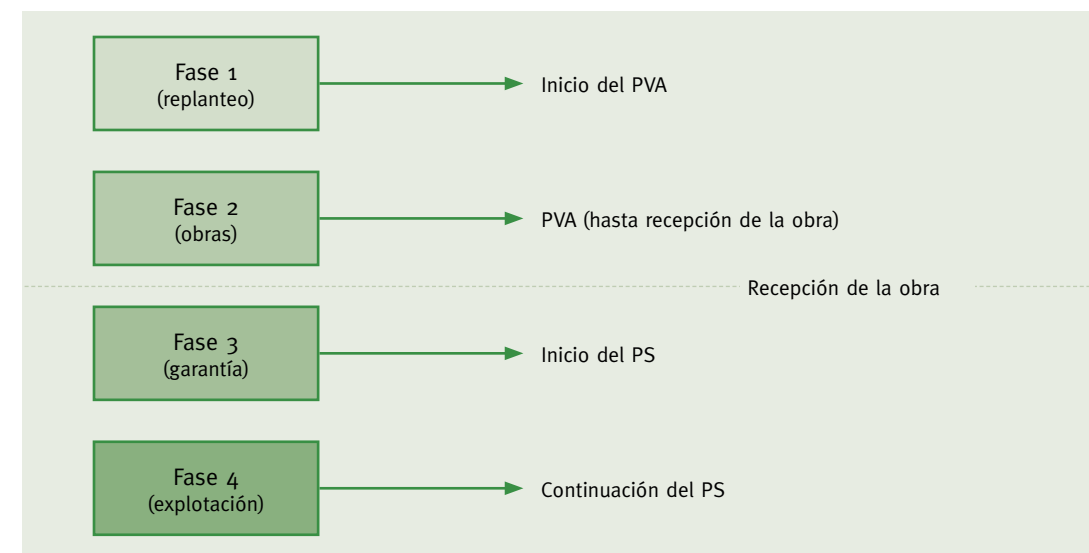


Figura 10. Etapas de un proyecto en relación con el PVA y el PS.

La duración del PS (fases 3 y 4) debería ser lo suficientemente extensa como para garantizar unas conclusiones válidas que permitan retroalimentar el sistema y la evolución en el diseño de las medidas proyectadas en función de los resultados obtenidos y los objetivos inicialmente establecidos. Dependiendo de las variables a seguir, se podría recomendar una duración del PS de entre 3 y 10 años.

2. Responsabilidades y participación de los distintos agentes

Según el diagrama anterior, el proyecto de construcción debería recoger no solo el PVA que regirá durante la ejecución de las obras, sino también los criterios básicos para el seguimiento ambiental a medio y largo plazo, durante la fase de explotación, lo que constituiría el denominado PS.

El PVA sería de aplicación directa durante la construcción (hasta la finalización del plazo de

garantía de la obra) y correspondería, según el caso, a la dirección facultativa (actuando directamente o a través de una asistencia técnica) o, por ejemplo, al órgano ambiental en el caso de la Comunidad de Madrid. En todo caso, quedaría integrado en el marco de una CMCC si se extendiese el modelo de funcionamiento de comisiones mixtas aplicado en Cataluña. El contratista principal podría utilizar el programa para redactar su propio plan de autocontrol, integrado en el sistema de aseguramiento de calidad de la obra. Evidentemente, el plan de autocontrol del contratista, complementario del PVA, debería gozar del visto bueno por parte de la dirección facultativa. Se supone que a lo largo de la ejecución de los trabajos, ambos, dirección y contratista, identificarán no conformidades que serán resueltas por el contratista (incluyendo también aquellas vinculadas a las medidas medioambientales ejecutadas, marras, etc.). Durante la fase de construcción, las pautas y los resultados de la vigilancia ambiental deberían recogerse en informes de vigilancia redactados por la dirección

facultativa, según la legislación básica. De alguna forma, estos informes deberían acabar en manos del órgano ambiental, para lo que el modelo de las mencionadas comisiones mixtas se revela, nuevamente, como un esquema eficaz.

Por último, durante la explotación de la infraestructura, el operador, en el caso de carreteras, o el administrador de la infraestructura, en el caso de los ferrocarriles, estaría en disposición de asumir el seguimiento ambiental a medio y largo plazo, puesto que en algunas ocasiones ya realiza actividades equivalentes como consecuencia de la implantación de sus sistemas de control de la calidad. Ello permitiría optimizar los recursos disponibles en labores de seguimiento que actualmente no se realizan, involucrar a los administradores y operadores responsables de las infraestructuras en la elaboración de documentos e informes de interés para la redacción de nuevos proyectos, poner en valor los documentos que actualmente se generan en dichos procedimientos, que en el actual esquema no son accesibles y, sobre todo, permitir el encuentro e intercambio de información con actores que, de otra manera, no coincidirían.

Como se ha ilustrado en otros apartados de este capítulo, el seguimiento a largo plazo tendría por objeto, fundamentalmente, generar información útil sobre la evolución del entorno afectado por la infraestructura, así como evaluar la eficacia de las medidas correctoras implantadas (incluyendo la revegetación). Si se quiere, este programa de seguimiento tendría un objeto menos técnico y más científico (al menos en lo que se refiere a la utilidad de las variables objeto de la monitorización). Al igual que se apuntaba con los informes de vigilancia, los informes de seguimiento a medio y largo plazo deberían acabar en el órgano ambiental. Toda esta información, adecuadamente procesada, tendrá una indudable utilidad práctica para la redacción de proyectos en el futuro, así como para la definición de las medidas impuestas por las DIA.

El modelo propuesto sería compatible con las distintas normas en materia de evaluación ambiental, tanto la legislación básica como con la de aquellas comunidades autónomas que de acuerdo con sus competencias han desarrollado esta, quedado facultado el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino para dictar cuantas disposiciones sean necesarias para el desarrollo de lo establecido

en la legislación vigente, en particular en el actual Reglamento.

Por último, en el diseño de este esquema, sobre la base de las experiencias conocidas, particularmente el modelo de la CMCC, y con el objeto de lograr un flujo de información lo más eficaz posible en el sistema, sería conveniente incorporar la figura de los redactores de los proyectos y de los EsIA a las citadas comisiones. De este modo se situarían todos los actores implicados en las distintas fases del proyecto, tal como se representa en la Figura 11.

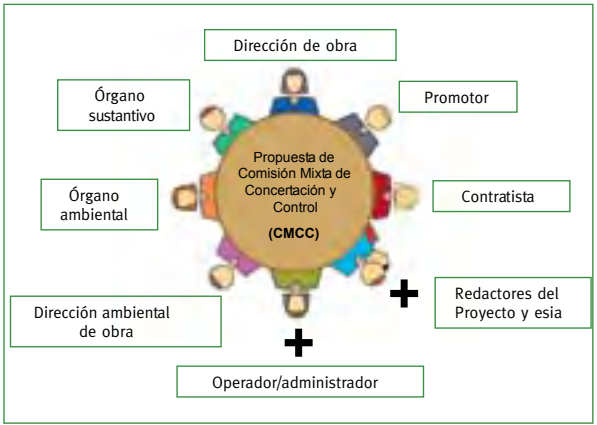


Figura 11. La incorporación de los autores del proyecto y del EsIA y, posteriormente, de las entidades operadoras o administradoras de infraestructuras a las CMCC agilizaría la retroalimentación del sistema, independientemente de que la responsabilidad en materia de vigilancia y seguimiento fuera competencia del órgano ambiental o del órgano sustantivo, y es compatible con la realidad del Estado y de las distintas comunidades autónomas.

3. El seguimiento ambiental en el contexto del aseguramiento de la calidad

De todos es sabido que la implantación de sistemas y planes que garanticen y controlen la calidad es práctica habitual en el ámbito de la construcción y explotación de las infraestructuras de transporte; sin embargo, con frecuencia se omite esta circunstancia por los actores que habitualmente intervienen en los procedimientos de EIA, ignorándose las posibilidades que en materia de seguimiento ambiental ofrece al sistema.

En la documentación de calidad se incluyen, o deberían incluirse, las especificaciones de seguimiento y vigilancia ambiental como uno más de los requisitos a cumplir (requisito legal de obligado cumplimiento cuando es consecuencia de la existencia de una DIA,

o voluntario si es derivado de la normativa interna de la compañía).

Por tanto, como parte de la documentación de calidad, en los informes de aseguramiento y control de calidad se deberían relacionar todas las medidas ambientales y sus no conformidades (si las hubiera), así como su resolución. En resumen, como se ha tratado en otros apartados de este libro, las condiciones ambientales deben ser tenidas en cuenta durante la elaboración del proyecto, en la ejecución de las obras y durante la explotación de la infraestructura.

Los requisitos ambientales durante la fase de elaboración del proyecto deben ser considerados elementos de entrada al diseño (en sus diferentes fases, desde el proyecto básico hasta el diseño detallado en los proyectos de construcción) y, por tanto, identificados desde el principio. Los controles de revisión del diseño para garantizar la calidad del mismo deberán asegurar que los requisitos ambientales han sido tenidos en cuenta y, durante las fases de ejecución y explotación, se deberá obtener información que verifique la eficacia de dichas medidas si no han podido ser validadas anteriormente. En cualquier caso, se recomienda la validación de dichas medidas a lo largo de la vida de la infraestructura para determinar la idoneidad de las mismas, y que estos conocimientos puedan ser tenidos en cuenta en la redacción de futuros proyectos.

Durante la ejecución de la obra, con el fin de optimizar recursos y hacer más eficiente los procesos asociados a la ejecución, la empresa constructora deberá integrar los requisitos ambientales como un elemento más en la gestión de la obra. Así, si dispone de un plan de aseguramiento de la calidad (PAC) para garantizar que la obra se ejecuta conforme al proyecto, se deberán incluir como parte del PAC los procedimientos específicos de medio ambiente y con ellos los de control, seguimiento y vigilancia, de forma integrada o no con los de calidad. Con esto quedarían desarrollados, particularizados e integrados en el PAC los requisitos de seguimiento y vigilancia para la fase de construcción.

Es práctica habitual identificar las unidades de obra con aspectos ambientales asociados para que se ejecuten conforme a lo establecido en los procedimientos de control operacional y se controlen, normalmente siguiendo un programa de puntos de

inspección (PPI). Los controles a ejecutar durante la vigilancia y seguimiento ambiental en construcción deberán generar sus propios PPI.

Como complemento a los autocontroles del contratista responsable de la ejecución de la obra hasta finalizado el período de garantía, el órgano sustantivo (según la legislación básica), a través de la dirección facultativa, asistencia técnica o cualquier otra figura independiente respecto de quien ha ejecutado las medidas ambientales establecidas en la DIA, hará el seguimiento y la vigilancia de dichas medidas con el fin de garantizar su eficacia. Como ya se ha comentado anteriormente, esta responsabilidad en algunas autonomías recae, por ley, en el órgano ambiental. Igualmente, el órgano ambiental se puede apoyar en una asistencia técnica independiente de quien ejecute las medidas ambientales.

Una vez que la infraestructura entra en funcionamiento, el responsable de la operación sería quien, como parte de la gestión de la infraestructura, desarrollara un PS en explotación que daría respuesta, por un lado, al cumplimiento de las obligaciones ambientales recogidas en la DIA para esta fase y, por otro lado, definiría aquellos parámetros ambientales que deberá monitorizar. Dicha monitorización servirá para verificar, a medio y largo plazo, el comportamiento ambiental de las medidas de restauración acometidas durante la construcción, así como su respuesta ante las labores de mantenimiento que se estén llevando a cabo. Estos trabajos de seguimiento ambiental de la empresa que opera y mantiene la infraestructura deberán estar documentados y registrados como un elemento más de su sistema de gestión, optimizando recursos e integrando estos con otros controles de calidad de la infraestructura que pueden estar soportados en el sistema de calidad de la empresa responsable de estos trabajos.

Finalmente, la participación de esta entidad en la CMCC, creada antes de que se iniciara la obra de la infraestructura en cuestión (Figura 11), permitiría completar el flujo de información y la vocación de servicio público que se presupone a cualquier comisión de estas características. De este modo se pondrían en común los resultados de la vigilancia y seguimiento ambiental en cada fase, así como la posible necesidad de plantear nuevas medidas correctoras, disponiendo para la discusión las soluciones más apropiadas en función del criterio de todos los especialistas implicados en las distintas fases del ciclo de vida del proyecto.



Figura 12. El estudio de la eficacia de algunas medidas correctoras durante la fase de explotación, como los diferentes diseños de dispositivos de escape para la fauna incluidos en estas dos imágenes, serían tareas propias del PS (Foto: Carlos Iglesias).

IV. ALCANCE Y CONTENIDO GENERAL DE LOS PVA Y DE LOS PS

La realización del seguimiento se basa en la formulación de parámetros que proporcionan la forma de estimar, de manera cuantificada y simple en la medida de lo posible, la realización de las medidas previstas y sus resultados; pueden existir, por tanto, dos tipos de parámetros indicadores, si bien no siempre los dos tienen sentido para todas las medidas, por lo que se propone la redacción de PVA y PS, cuya diferencia fundamental reside en:

- PVA: se establecerán indicadores de realización, que miden la aplicación y ejecución efectiva de las medidas correctoras.
- PS: se establecerán indicadores de eficacia, que miden los resultados obtenidos con la aplicación de la medida correctora correspondiente.

1. Contenido del PVA en el proyecto de construcción

El PVA se trata de un documento de carácter abierto que, durante el transcurso de la obra, debe permitir la detección de nuevas afecciones o impactos no previstos anteriormente, para los que debe prever alguna respuesta en forma de adopción de nuevas medidas preventivas o correctoras. Además, el PVA ha de concretar todas las operaciones de control y vigilancia del proyecto, tanto espacial como temporalmente, y se tendrá que adaptar continuamente

a los requerimientos del proyecto para alcanzar la máxima eficacia.

Cuadro 10.
Exigencia legal (art. 11 del RD 1131/1988).

... El programa de vigilancia ambiental establecerá un sistema que garantice el cumplimiento de las indicaciones y medidas, protectoras y correctoras, contenidas en el estudio de impacto ambiental.

El principal objetivo del PVA, en el esquema director propuesto, se ajusta a las metodologías habitualmente desarrolladas para garantizar que el proyecto sometido a control se desarrolle cumpliendo con los condicionantes ambientales emanados de la DIA y, por lo general, los sistemas establecidos en el proyecto permiten detectar cualquier desviación en obra o incluso impactos no previstos con anterioridad. Sin embargo, el modo en que se implementa el PVA y cierta desautorización práctica de los técnicos implicados en vigilancia ambiental, como consecuencia de su posición en el esquema de los actores que habitualmente intervienen en obra, constituyen la principal debilidad del actual modelo. Por este motivo, sería deseable la existencia de una comisión mixta en la que se verifique cada hito y queden de manifiesto las responsabilidades e informes de cada parte implicada.



Figura 13. La limpieza final y durante la obra en el entorno de las obras de drenaje es un punto de particular atención del PVA (izquierda). Acopios de tierra vegetal dispuestos en el perímetro de la ocupación de la obra (derecha) (Foto: Carlos Iglesias).

Cuadro 11.
Objetivos habitualmente incluidos en el PVA de un proyecto de construcción.

- Controlar la correcta ejecución de las medidas de integración ambiental proyectadas y su adecuación a los criterios establecidos en la DIA.
- Detectar impactos no previstos en el EsIA y plantear las oportunas medidas protectoras, correctoras, etc.
- Verificar los estándares de calidad de los materiales (tierra, plantas, agua, etc.) y medios propuestos en el proyecto de construcción.
- Comprobar la efectividad de las medidas ejecutadas y, en caso de ineficacia, determinar las posibles causas y propuesta de soluciones.
- Valorar y proporcionar información acerca de la calidad y oportunidad de las medidas protectoras y/o correctoras y/o compensatorias ejecutadas.
- Informar al órgano competente (y a la CMCC cuando proceda) sobre los aspectos objeto de vigilancia y ofrecerle un método sistemático, lo más sencillo y económico posible, para realizar la vigilancia de una forma eficaz.
- Establecer el tipo de informes, su frecuencia y el procedimiento de remisión al órgano competente y, cuando proceda, a la CMCC.
- Establecer un protocolo de funcionamiento, válido con el papel previsto para cada actor, que permita adoptar nuevas medidas no contempladas en el proyecto o modificar sustancialmente las proyectadas.



Figura 14. La imagen de la izquierda muestra el hueco existente en la base del cerramiento de una infraestructura, lo que incrementa el riesgo de atropello de fauna en la fase de explotación (Foto: Carlos Iglesias). La imagen de la derecha ilustra una solución al anterior inconveniente (Foto: Xavier Artigas).

En el PVA deben quedar organizados los diferentes ámbitos de control, lo que podría realizarse agrupando la información por variables ambientales (agua, aire, vegetación, fauna, etc.) y las medidas dedicadas a cada una de ellas, o según su incidencia sobre diferentes acciones de la obra (excavaciones, instalaciones, rutas, etc.).

Para cada acción de control que se defina, se habrá de definir, como mínimo:

- Metodología y sistemas de control (visual, muestreos, etc.), así como el personal y los materiales a utilizar en cada caso.
- Frecuencia y momento de aplicación: se definirá el momento de inicio, así como el periodo en el que se realizará el control y su periodicidad.
- Alcance: se debe indicar en qué circunstancias se tiene que realizar el control y definirse la unidad de referencia.
- Indicadores ambientales y niveles de referencia: en los casos en que se definan, se deben establecer los parámetros de referencia y los valores umbrales, con indicación expresa de la normativa vigente cuando proceda.

Para implementar lo anterior, lo más habitual es que la DAO se dote de una asistencia técnica. En

cualquier caso, con recursos propios o mediante asistencia técnica, en obra se necesita estimar de algún modo la realización de las medidas previstas en proyecto y, en ocasiones, los resultados de las que en ese momento se puedan valorar. Para ello suelen establecerse dos tipos de parámetros indicadores, si bien no siempre los dos tienen sentido para todas las medidas a vigilar.

- Indicadores de realización en obra: permiten medir o estimar la aplicación y/o ejecución de una medida protectora y/o correctora y/o compensatoria.
- Indicadores de eficacia: permiten medir o estimar cualitativamente la funcionalidad de las medidas protectoras y/o correctoras y/o compensatorias.

De los valores de estos indicadores, el sistema de vigilancia debe permitir la adopción de nuevas medidas correctoras o la repetición de las aplicadas. Por este motivo, los indicadores van acompañados de umbrales de alerta que advierten de la existencia de una no conformidad o de ineficacias reales o potenciales.

Si el modelo en el que se desarrolla la vigilancia ambiental no permite lo anterior, la vigilancia será ineficaz en sí misma, independientemente del contenido del propio PVA, la calidad del proyecto y el procedimiento de EIA precedentes.

Cuadro 12.

Cronología habitual de los informes que se deben realizar en la obra de una infraestructura de transporte.

• Antes del inicio de las obras

Sirve para verificar la adecuación del proyecto de construcción a la DIA, extraer el PVA del proyecto y adecuarlo a la realidad del momento, y suele tener la pretensión de incorporar el PAC del contratista para crear un documento de referencia con todos ellos.

• Paralelo al acta de comprobación del replanteo

Sirve para constatar la delimitación definitiva de todas las áreas afectadas por la obra y sus elementos auxiliares, verificar la situación de los principales valores de los indicadores sobre jalonamiento de las obras para su revisión por exceso o defecto de los valores umbral, etc. Momento en el que también suele tenerse la pretensión de que el contratista presente un 'manual de buenas prácticas ambientales en obra'.

• Informes periódicos durante la fase de obras

En función del promotor suele establecerse una frecuencia variable para la remisión de una serie de informes periódicos ordinarios, cuya principal finalidad es documentar y recopilar las incidencias acontecidas durante ese tiempo.

• Informes especiales

Con independencia de los anteriores se suele contemplar la emisión de informes especiales cuando se presenten situaciones o circunstancias que justifiquen su comunicación urgente a los distintos responsables de la obra. Lo normal es que en el propio PVA se indiquen los asuntos que puedan requerir una atención particular.

• Antes del acta de recepción de la obra

Lo ideal sería que el informe anterior al acta de recepción de la obra se compusiera de una serie de informes específicos sobre cada variable ambiental y las medidas preventivas y/o correctoras y/o compensatorias establecidas en cada caso, incluyendo su valoración hasta la fecha.

2. Contenido del PS a medio y largo plazo

El programa de seguimiento (PS) se define como aquel que permite extender el control de la eficacia de las medidas ambientales con posterioridad a la recepción de la obra, durante un plazo inicialmente estimado de 3 a 10 años, para estudiar la evolución de su eficacia y funcionalidad, así como el seguimiento y detección de nuevos impactos no previstos en fases previas. Como se ha señalado con anterioridad, el seguimiento a medio y largo plazo busca recopilar datos y generar información útil sobre la evolución de las medidas correctoras, así como su incidencia sobre el entorno de la infraestructura.

El programa de seguimiento tendría un componente más científico que técnico (al menos en lo que se refiere al estudio de las variables monitorizadas) y, en el escenario propuesto, permitiría estrechar el contacto con el mundo académico, así como impulsar las divisiones de I+D+i (Investigación + Desarrollo + innovación) del sector privado. En coherencia con los apartados anteriores de este capítulo, el PS

debería incluirse en un anejo específico del proyecto, junto con la justificación del cumplimiento de la DIA y el PVA, y su presupuesto debería quedar detallado en el presupuesto de inversión.

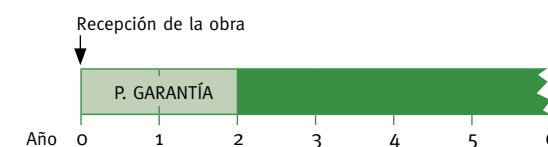


Figura 15. El PS se empezaría a aplicar en el mismo momento de recepción de la obra y su duración puede exceder ampliamente el período de garantía de la misma. Además, el seguimiento de cada medida correctora o variable ambiental que se debe monitorizar puede tener diferente duración.

La primera parte de la fase de funcionamiento se solapa con el período de garantía de la obra, por lo que la detección rápida de cualquier desviación de las medidas correctoras sobre lo previsto inicialmente aún podría ser teóricamente rectificada. No obstante, en este momento ya no rige el proyecto de construcción, por lo que se propone la necesidad de implementar

un PS, como extensión del PVA durante la fase de funcionamiento, con nuevos responsables y márgenes de actuación. Por ello, teniendo en cuenta la realidad de las Administraciones y de las empresas implicadas en el ámbito de las infraestructuras de transporte, se propone el esquema desarrollado en este capítulo, aprovechando la capacidad del operador para desempeñar tareas de seguimiento que, en muchos casos, ya realizan como parte de su propio PAC.

Sin embargo, teniendo en cuenta la composición de la CMCC, que también se propone en este

capítulo (Figura 11), en lo que concierne a las medidas relacionadas con el procedimiento de EIA, dichas tareas de seguimiento estarían sometidas al control público de las administraciones responsables y al control técnico de las empresas constructoras y de ingeniería participantes en las fases anteriores. De esta manera, toda la información quedaría inmediatamente recopilada por el órgano competente en materia de vigilancia y seguimiento y, por otro lado, los resultados obtenidos tendrían una aplicabilidad directa sobre las medidas que había que considerar en futuros proyectos.

Cuadro 13.
Debido a las características de la fase de explotación, cronología posible de informes de seguimiento en infraestructuras de transporte.

- **Posterior a la recepción de la obra**
Establece el estado de recepción de la obra en lo concerniente a las medidas preventivas y/o correctoras y/o compensatorias ejecutadas.
- **Informes periódicos durante el período de garantía**
En función de la variable a seguir, o de la medida analizada, se establecerá la frecuencia de remisión de informes periódicos ordinarios cuyos resultados puedan dar lugar a reclamaciones a los contratistas con motivo de la garantía de obra.
- **Informes semestrales y/o anuales**
En función de la variable a seguir, o de la medida analizada, se establecerá la frecuencia de remisión de informes periódicos ordinarios, cuyo período de emisión más habitual sería semestral o anual.
- **Informes especiales**
Con independencia de los anteriores, se contempla la emisión de informes especiales cuando se presenten situaciones o circunstancias que justifiquen su comunicación urgente a los distintos responsables de la obra.
- **Informe final de seguimiento ambiental**
En función de la duración del seguimiento de cada variable ambiental, o de la medida analizada, se elaborará un informe final de seguimiento en el que se incluyan las principales conclusiones, aprendizajes y/o recomendaciones que se podrían extraer de cara a su consideración en futuros proyectos y procedimientos de EIA.



Figura 16. El seguimiento de los pasos de fauna específicos (autovía A-52 a la izquierda y autovía M-501 a la derecha) en fase de explotación combinaría, al menos, el estudio de su eficacia sobre la permeabilidad faunística de la infraestructura y la evolución de la cubierta vegetal en su superficie (Foto: TEG-UAM).

V. CONTENIDO TÉCNICO DE LOS PVA Y PS

1. Hacia la actualización de los PVA y PS

Como se ha podido comprobar en los capítulos precedentes, la información volcada en este libro es muy reciente a la par que novedosa. Gran parte de esta información la componen resultados y conclusiones de artículos científicos publicados recientemente en prestigiosas revistas internacionales; además, se ha adelantado información todavía no publicada que formará parte de artículos científicos, bien porque están en proceso de publicación (artículos en prensa), bien porque se trata de resultados todavía no publicados (inéditos). Este esfuerzo de revisión y actualización se debe en gran medida a que la mayoría de los/as autores/as del libro son miembros de los equipos de investigación que están dirigiendo y/o participando en distintos proyectos de investigación en este ámbito. Por lo tanto, se puede afirmar que la línea de investigación en nuestro país progresa a buen ritmo y a un gran nivel, reconocido internacionalmente.

Para que estos resultados de investigación se integren en los procesos productivos de los distintos actores que participan del ciclo de vida de las infraestructuras de transporte lineales, es necesario abordar el desarrollo e innovación de nuevos productos y procesos a partir de estos resultados, tal y como marca el proceso habitual de la I+D+i. En este sentido, y dado que es un proceso necesariamente posterior a la investigación, todavía estamos en un estadio temprano como para proponer los suficientes indicadores, valores umbral de los mismos, así como medidas complementarias que permitan garantizar y optimizar los resultados de las medidas correctoras propuestas. El contenido técnico de los PVA y PS que se avanzan a continuación se plantean como ejemplos de toda una batería de innovaciones que deben producirse a corto y medio plazo en este ámbito.

2. Contenido técnico del PVA: indicadores de realización en obra

A continuación se incluye un ejemplo de la incorporación progresiva de nuevos conocimientos para la definición de los parámetros más importantes que podrían ser controlados por un PVA durante la ejecución de las obras de una infraestructura de transporte.

Ejemplo: calidad del suelo para la restauración de la cubierta vegetal

La mayoría de los factores relacionados con los aspectos cualitativos del suelo para la restauración de la cubierta vegetal poseen en común que el momento idóneo para su control coincide con la construcción del talud. Puesto que una vez finalizada la obra es difícil corregir cualquier aspecto del suelo que perjudique la restauración del talud, a excepción de la fertilización (véase capítulo 7), no se incluyen indicadores de eficacia para el PS, recogiendo como principales indicadores de realización los siguientes:

Identificación de la medida correctora: evaluación previa de los factores edáficos que limitan el desarrollo de la vegetación

• **Factor: agua disponible para las plantas**

Objetivo: analizar la relación entre los aportes y las pérdidas de agua, el balance final determinará la cantidad de agua disponible para la vegetación.

Indicador: balance entre aportes (precipitaciones y surgencias), pérdidas (escorrentía en el talud) y capacidad de retención por parte del talud (pendiente, compactación y textura del suelo, microtopografía, contenido en materia orgánica).

Frecuencia de la medida: una sola vez durante la construcción del talud.

Valor umbral: aunque este valor umbral dependerá del nivel de compactación y la textura del suelo, en suelos más compactados y arcillosos las pendientes tendrán que ser menores que en suelos arenosos y menos compactados (véase Capítulo 2).

Momento/s de análisis del valor umbral: al finalizar la construcción del talud.

• **Factor: reciclado de nutrientes**

Objetivo: crear sistemas autosuficientes a largo plazo, evitar los tratamientos periódicos de fertilización.

Indicador: existencia de tierra vegetal, relación carbono/nitrógeno (C:N), actividad biológica del suelo.

Frecuencia de la medida: una sola vez durante la construcción del talud.

Valor umbral: no existe valor umbral para la tierra vegetal, se debe potenciar su conservación en la mayor parte de la superficie del talud.

Momento/s de análisis del valor umbral: al finalizar la construcción del talud.

• Factor: pH

Objetivo: evitar pH y valores de salinidad demasiado alejados de los que se pueden encontrar en el entorno no afectado por movimiento de tierras, o en espacios con vegetación natural próximos.

Indicador: análisis del pH y la salinidad del suelo.

Frecuencia de la medida: una sola vez durante la construcción del talud.

Valor umbral: normalmente, el pH se debería encontrar entre 4,5 y 8,5; aunque esto va a depender del tipo de suelo del entorno no afectado y de la existencia de flora singular que sea de interés introducir en el talud, como especialistas edáficas o de suelos salinos.

Momento/s de análisis del valor umbral: al finalizar la construcción del talud.

3. Contenido técnico del PS: indicadores de seguimiento en fase de explotación

A continuación se incluye un ejemplo aplicable al seguimiento del recubrimiento vegetal después de ejecutada la obra, durante las labores de conservación y mantenimiento de la infraestructura, y de la estabilidad de la superficie de un talud mediante el funcionamiento ecosistémico del mismo en su fase de explotación.

a. Identificación de la medida correctora: recubrimiento vegetal

- Objetivo: asegurar suficiente cobertura vegetal para evitar procesos erosivos. Integración

paisajística. Mejora del funcionamiento ecosistémico del talud.

- Indicador: cobertura vegetal.
- Frecuencia de la medida: 2 veces al año, durante los primeros 5 años. En abril/mayo (según la zona), momento de máximo desarrollo vegetal, y en julio, momento de mínima cobertura anual.
- Valor umbral: 55% de cobertura mediante método de punto-contacto (Andrés y Jorba, 2000. El método se explica más adelante).
- Momento/s de análisis del valor umbral: abril/mayo. Aunque depende del tipo de talud y la bioclimatología, normalmente si esta cobertura baja de un mínimo del 50% durante el verano, habría que tomar medidas.
- Medida complementarias: porcentaje de especies perennes, riqueza de especies y dominancia (índice de Berger-Parker).
- Observaciones: el método del punto-contacto es un método que permite muestrear cobertura y diversidad de especies de una forma rápida y fácil. Se establecerán entre 3 y 5 transectos por cada zona de seguimiento (tres zonas de seguimiento por cada tipo de talud, desmonte o terraplén, y cada tipo de suelo y clima). Estos transectos se realizan con la ayuda de una cinta métrica, la cual se colocará a partir de 5 m desde la cabecera del talud, y hasta 5 m del final del mismo (zona tampón. Figura 17). Una vez colocadas las cintas, se trata de anotar, cada 10 cm de esta cinta, qué tipo de vegetación contacta con la cinta (suelo desnudo, vegetación muerta o la especie vegetal en concreto). Para ello nos podemos ayudar de una barra rígida, la cual colocaremos de forma vertical a la cinta métrica; aquello que toque con la barra, será lo que anotemos. Una vez finalizados los transectos, se trata de calcular mediante sencillas reglas de tres el porcentaje de cobertura vegetal (viva y muerta) y el porcentaje de cobertura ocupado por cada especie. Con estos datos también podremos calcular índices de diversidad (recomendamos el índice de Hulbert, 1971: probabilidad de un encuentro interespecífico (del inglés PIE, *probability of interspecific encounter*), porcentaje de especies perennes (mediante las mismas reglas de tres, una vez identificadas cuáles de

estas especies son perennes y calculando el porcentaje basándose en aquellos contactos con especies vegetales, eliminando suelo

desnudo) y el índice de dominancia (recomendamos el índice de Berger-Parker, explicado más adelante).

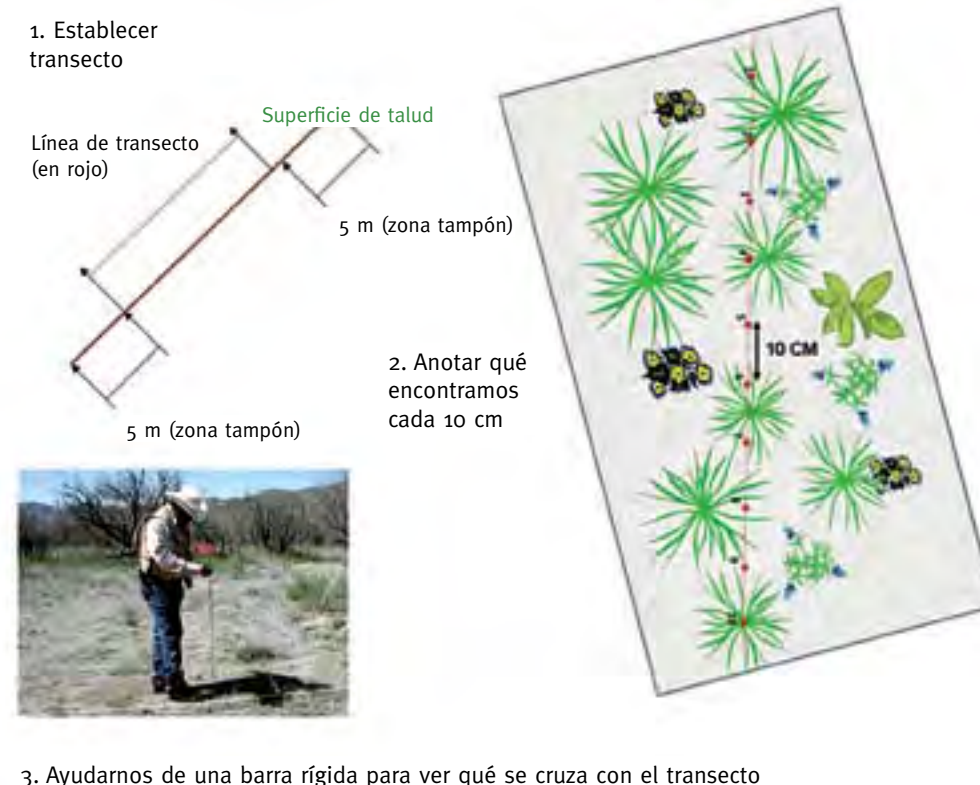


Figura 17. Descripción del método punto-contacto.

- Observaciones:

La probabilidad de un encuentro inter-específico (PIE, Hulbert 1971) es igual a

$$PIE = \left(\frac{N}{N-1} \right) \left[1 - \sum_{i=1}^S (p_i^2) \right]$$

donde N es el número total de contactos de especies vegetales vivas encontrados, S es el número de especies encontradas y p_i es la proporción del total de individuos representados por cada especie en concreto. Si este índice es muy bajo (<0,2), se deberán tomar medidas para aumentar la diversidad (p.e., plantación de leñosas, herbicidas selectivos o fertilización con C, dependiendo del caso. Véanse Capítulos 6 y 7 de este libro).

El índice de Berger-Parker es un método de fácil cálculo, complementario al PIE descrito anteriormente, que nos permitirá conocer la existencia de especies extremadamente dominantes que puedan comprometer el desarrollo del proceso sucesional del talud, y el éxito de otras medidas correctoras (García-Palacios *et al.*, 2010). Aprovechando los datos del método punto-contacto, anteriormente descrito, podemos calcularlo sin ningún esfuerzo extra.

El índice de Berger-Parker es igual a N_{max}/N , siendo N_{max} el número de contactos de la especie más abundante, y N el número total de contactos (aquí solo contaremos aquellos contactos de especies vivas, eliminando aquellos de suelo desnudo o vegetación muerta) localizados en el transecto. Si este índice es mayor de 0,5, deberíamos aplicar

medidas correctoras (uso de herbicidas específicos, fertilización con C (véase Capítulo 7).

b, Identificación de la medida correctora: funcionamiento ecosistémico/estabilidad del talud

- Objetivo: identificar el grado de éxito del proceso de restauración.
- Indicador: método LFA (*landscape functional analysis*).
- Frecuencia de la medida: dos veces por año.
- Valor umbral: el método genera tres índices de funcionamiento. No existen valores umbral concretos, el gestor deberá tratar de que estos índices sean lo más altos posibles, y, sobre todo, de que aumenten cada año. Esta es una medida integrativa muy buena del éxito del proceso de restauración.
- Momento/s de análisis del valor umbral: abril/ mayo.
- Medida/s complementarias: dependiendo de dónde identifiquemos el fallo, aplicaremos diferentes medidas correctoras (véase bibliografía recomendada y Capítulo 7).
- Observaciones: la descripción detallada de esta metodología se encuentra en <http://www.csiro.au/services/EcosystemFunctionAnalysis.html> o en http://www.revistaecosistemas.net/revista_frame.asp?pagina=%2Farticulo.asp%3FId%3D88%26Id_Categoria%3D1%26tipo%3Dportada (para una breve descripción en español). No obstante, se ofrece en este libro un pequeño resumen introductorio.

Esta metodología se basa en la existencia de fuentes y sumideros de recursos. Las fuentes en este caso son los espacios libres de vegetación (suelo desnudo), los cuales generan escorrentía cuando llueve, permitiendo el transporte de agua y nutrientes (y la pérdida de suelo asociada) hasta zonas donde se retiene este flujo de sedimentos (los sumideros). Estos sumideros están formados bien por la vegetación existente, o por estructuras inertes (restos de ramas, rocas, relieves del terreno) que retienen parte del flujo de agua y nutrientes procedentes de las áreas de suelo desnudo cercanas (Figura 18).



Figura 18. Ilustración de zonas fuente y aportación de sedimentos (flechas azules) y zonas sumidero y retención de sedimentos (en rojo).

Esta metodología se basa en dos partes principales: la realización de transectos, donde se identifican las clases de parches (o sumideros) que tenemos, y la caracterización de cada uno de estos parches (incluyendo las zonas fuente).

TRANSECTOS:

En estos transectos cuantificamos, mediante un método muy similar al punto-contacto (descrito anteriormente), dónde se encuentran estos parches, la distancia entre ellos, y su tamaño. Para ello, el inventor de este método (David Tongway) nos facilita en su página web una hoja de cálculo de Excel que nos calculará automáticamente estas variables una vez introducidos los datos del transecto (Figura 19).

CARACTERIZACIÓN:

En esta parte nos encargaremos de cuantificar las características principales de estos parches mediante 11 variables de rápida medición. Esta variables nos permiten calcular los tres índices de funcionamiento que nos da este método (se calculan con la misma hoja de cálculo Excel descrita anteriormente), dándonos un valor de funcionamiento para el talud muestreado. Realizando este método en tres taludes de cada tipo (desmonte o terraplén) por cada zona compartiendo el mismo tipo de suelo y clima, obtendremos una medida muy buena del éxito de las diferentes medidas de restauración realizadas y su éxito en cada tipo concreto de talud al que nos enfrentamos en la infraestructura vial completa. La Tabla 1 resume las medidas que tendremos que hacer y para qué índices se utilizan.

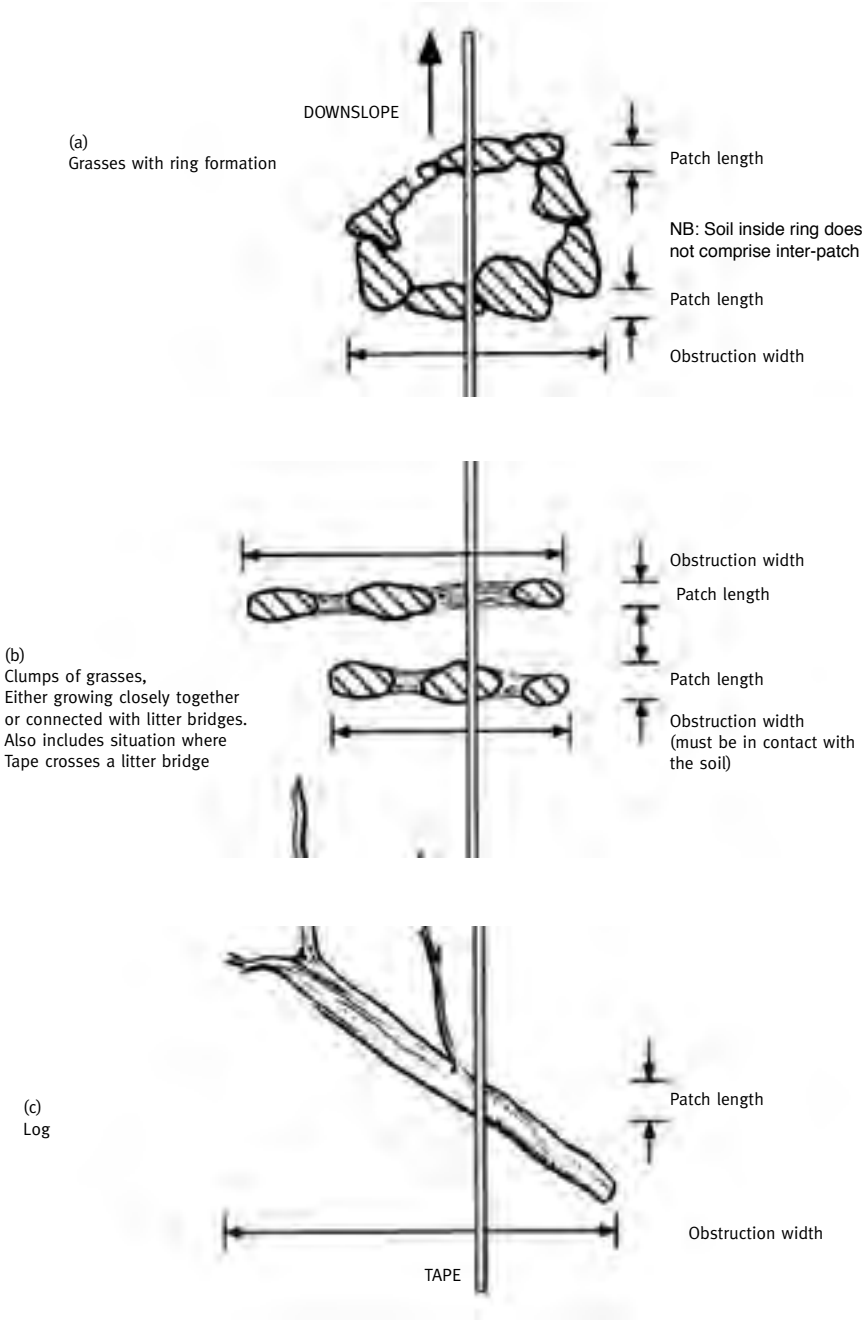


Figura 19. Representación de transecto donde se identifican distintos tipos de parches sumidero, así como su anchura. Véase la metodología detallada en <http://www.csiro.au/services/EcosystemFunctionAnalysis.html>.

Tabla 1.
Resumen de las variables que hay que medir en cada tipo de parche, la lectura biológica que obtenemos de ellas y para cuál de los tres índices que nos da la metodología LFA se utiliza.

VARIABLE	SIGNIFICADO	ÍNDICE EN EL QUE SE UTILIZA
Cobertura total	Vulnerabilidad a la erosión y pérdida de suelo por el impacto de gotas de lluvia	Estabilidad
Cobertura basal de especies herbáceas y arbustivas	Evalúa la contribución de la biomasa de raíces a los procesos de reciclaje de nutrientes	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Cobertura de hojarasca, origen y grado de descomposición	Indica la cantidad y calidad de la materia orgánica	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Cobertura de costra biológica (formada por cianobacterias, musgos y líquenes)	Indicador de la estabilidad de la superficie del suelo, de su resistencia a la erosión y de la disponibilidad de nutrientes	Reciclaje de nutrientes
Grado de fragmentación de la costra	Mide la cantidad de costra superficial disponible para la erosión hídrica o eólica	Estabilidad
Tipo y grado de erosión	Estima la naturaleza y gravedad de los procesos erosivos actuales	Estabilidad
Materiales depositados	Evalúa la cantidad de depósitos aluviales	Estabilidad
Microtopografía	Indicador de la rugosidad de la superficie del suelo basada en su capacidad para retener agua, sedimentos y semillas	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Resistencia a la perturbación	Estima la probabilidad de perder suelo por una perturbación mecánica	Estabilidad
Test de humectación	Evalúa la estabilidad/dispersión de los agregados del suelo cuando está húmedo	Estabilidad Infiltración
Textura	Indicador de la capacidad de infiltración y almacenamiento de agua	Estabilidad

Modificado de Tongway *et al.* 2004. Véase metodología detallada en <http://www.csiro.au/services/EcosystemFunctionAnalysis.html>.

VI. PREGUNTAS CLAVE

¿Es lo mismo seguimiento y vigilancia ambiental?

Aunque la legislación actual no los diferencia, conceptualmente no es lo mismo seguimiento que vigilancia ambiental. La existencia de diferentes actores en las fases de construcción y explotación de infraestructuras de transporte hace recomendable desarrollar ambas actividades en la legislación básica, no solo desde la perspectiva de la disciplina y responsabilidad ambiental, sino por su potencial implícito para actualizar y consolidar el conocimiento técnico y científico de cada momento.

¿Puede el contratista vigilarse a sí mismo?

Con independencia del órgano competente en materia de seguimiento y vigilancia ambiental, el contratista no debe asumir la vigilancia ambiental de su propia obra en ningún caso.

¿Debe incluirse el presupuesto del PVA en el presupuesto de ejecución material (PEM) del proyecto?

En ningún caso el PVA debe formar parte del PEM del proyecto, puesto que no es una actividad que deba realizar el contratista, sino el órgano responsable con personal propio o mediante asistente técnica. El lugar adecuado para valorar su coste económico es el presupuesto de inversión, antes denominado presupuesto para conocimiento de la Administración.

¿Puede un operador/administrador implementar el PS de su propia infraestructura?

Teniendo en cuenta la limitación de recursos de la Administración, como demuestra la experiencia de estos 25 años de evaluación ambiental, es recomendable aprovechar el PAC del operador/administrador por su complementariedad y duplicación en ocasiones, con las tareas propias del seguimiento ambiental en fase de explotación. Debido a la componente científica de esta fase y la necesidad de reportar a una CMCC, ya fuera con recursos propios o ajenos, previsiblemente respaldaría el desarrollo de la I+D+i en las empresas y/o potenciaría la colaboración con instituciones académicas y de investigación.

¿Debe incluirse el presupuesto del PS en el PEM del proyecto?

En ningún caso, el PS debe formar parte del PEM del proyecto, puesto que no es una actividad que deba realizar el contratista de la obra, sino el órgano responsable con personal propio o mediante asistente técnica. Quizás en el futuro pueda ser desarrollado por el operador/administrador de la infraestructura, reportando a la CMCC de acuerdo con la propuesta elaborada en este libro. El lugar adecuado para la valoración de su coste económico es el presupuesto de inversión.

¿Por qué el seguimiento arqueológico en ocasiones se incluye en el PEM del proyecto?

No deben confundirse los procedimientos administrativos en relación con el patrimonio cultural, que, en ocasiones, por la operativa de las obras obliga a que el propio contratista gestione las autorizaciones con las consejerías correspondientes, y se ve obligado a realizar una serie de trabajos previos (prospecciones arqueológicas, sondeos, etc.), con personal propio o contratado, con la cualificación exigida por las administraciones competentes. Estas otras actividades relacionadas con la obtención de algunos permisos administrativos por parte del promotor y/o contratista suponen un coste con elevada probabilidad de ser asumido por este último y, por inercia, con frecuencia suele incluirse el seguimiento arqueológico de las obras como una más de estas actividades en el PEM. Sin embargo, no es lógico que la vigilancia en obra, arqueológica o de cualquier otra naturaleza, sea dirigida por el contratista ni que se incluya como una unidad del PEM. Aunque es una materia específica no tratada en este libro, a semejanza de cualquier otro factor ambiental, el seguimiento arqueológico podría formar parte del PVA y valorarse en el presupuesto de inversión.

¿Puede intervenir en el PS el mismo equipo que en el PVA?

Tanto el PS como el PVA deben llevarlo a cabo especialistas en cada variable ambiental o medida correctora, y la participación en una de las fases no tiene por qué inhabilitar a un equipo para poder participar en la otra si su cualificación es adecuada.

VII. CONCLUSIONES

La vigilancia y el seguimiento de las actividades y proyectos sometidos a EIA forman parte del procedimiento, por tanto, no es bueno que el órgano ambiental se desligue en ninguna fase del mismo, como la práctica demuestra que viene sucediendo en determinados proyectos y Administraciones.

A pesar del trascurso de los años, sigue existiendo mucha distancia entre la teoría de los modelos multidisciplinares y participativos y su aplicación práctica, y deberían aprovecharse las mejores experiencias conocidas para introducir mejoras en los protocolos de funcionamiento.

El elevado nivel de detalle de las medidas correctoras de impacto ambiental y de los PVA incluidos en los proyectos de construcción carece de eficacia si no se implementan con el mismo nivel de exigencias y supervisión que la redacción de los proyectos.

La dispersión de la información y documentos emanados de la fase de seguimiento y vigilancia ambiental es una debilidad del sistema que requiere

corregirse. La creación de comisiones mixtas en dicha fase permitiría el acceso ágil a los resultados, facilitando que el procedimiento se nutra de datos reales y verificados.

La consideración de principios de economía ambiental, aplicados a la optimización de los recursos públicos y privados, hace recomendable promover la interrelación entre los procesos de calidad de las empresas con la EIA, poniendo en valor los que resulten complementarios.

La retroalimentación de los procesos permitiría introducir mejoras funcionales en el diseño de las medidas correctoras de impacto ambiental, reforzando directamente la utilidad del procedimiento de EIA. Para solventar la actual falta de acceso por parte de los propios actores a los datos, teóricamente existentes por casi 25 años de vigilancia y seguimiento ambiental en España, se percibe que la creación de comisiones multidisciplinares resultaría una herramienta ágil y eficaz.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

Andrés, P., y M. Jorba. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain)

Arce Ruiz, R.M., A. Gómez Sánchez, A. y N. Aizpurúa Giráldez, N. 2006. Análisis de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias de las infraestructuras lineales del transporte desde el punto de vista de las ingenierías y constructoras. III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente ‘Agua, Biodiversidad e Ingeniería’. Zaragoza, 25-27 de octubre de 2006.

BOCM. 2002. Ley 2/2002, de 19 de junio, de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid. Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid nº 154, del lunes 1 de julio de 2002:6-27.

BOE. 1988. Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. Boletín Oficial del Estado nº 239, del miércoles 5 de octubre de 1988:28.911-28.916.

BOE. 2008. Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de

la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos. Boletín Oficial del Estado nº 23, del sábado 26 enero 2008:4.986-5.000.

BOE 2010. Ley 6/2010, de 24 de marzo, de modificación del texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero. Boletín Oficial del Estado nº 73, del jueves 25 de marzo de 2010:28.590-28.597.

DOCM. 2005. Orden de 26-01-2005 de la Consejería de Medio Ambiente, por la que se regula la autorización a entidades y profesionales para el seguimiento y control de actividades sometidas a evaluación de impacto ambiental. Diario Oficial de Castilla-La Mancha nº 24, del 3 de febrero de 2005:1.922-1.926.

García-Palacios P, S. Soliveres, F.T. Maestre, A. Escudero, F. Valladares y A.P. Castillo-Monroy. 2010. Dominant plant species modulates responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slope. Ecological Engineering 36:1290-1298.

Gil Esteban, L.M. 2006. Experiencias en programas de vigilancia ambiental en obras lineales. Fase de ejecución. III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente ‘Agua, Biodiversidad e Ingeniería’. Zaragoza, 25-27 de octubre de 2006.

Hulbert, S.M. 1971. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. Ecology 52:557-586.

Matas, R.M. 2008. Línea de Alta Velocidad Madrid - Castilla-La Mancha - Comunidad Valenciana - Región

de Murcia. CONAMA 9. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. Madrid, 1-5 de diciembre de 2008.

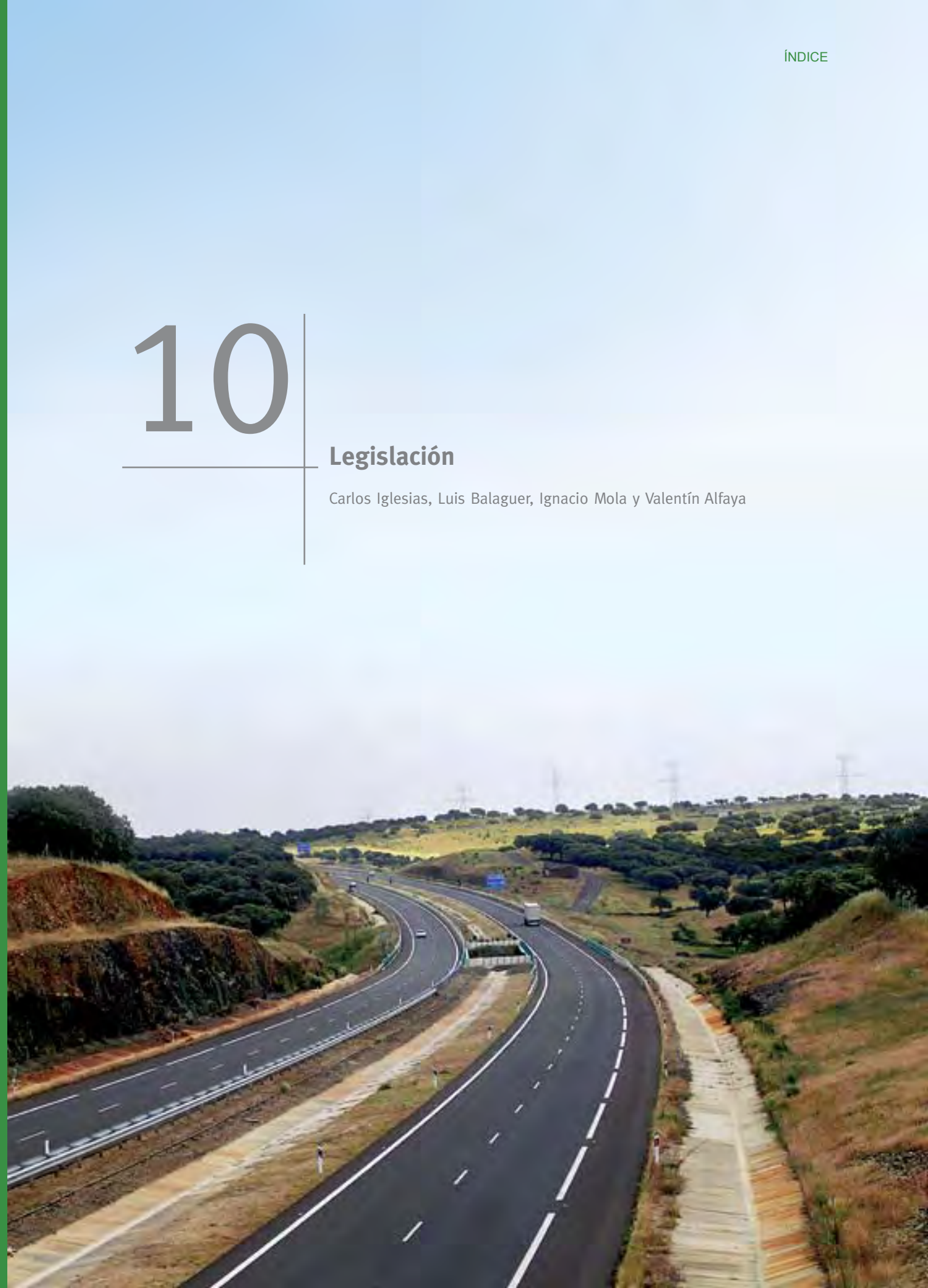
RAE. 2001. Diccionario de la Lengua Española. 22ª edición. Espasa Calpe. Madrid.

Tongway D.J., J. Cortina y F.T. Maestre. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. Ecosistemas 13:2-19.

10

Legislación

Carlos Iglesias, Luis Balaguer, Ignacio Mola y Valentín Alfaya





CAPÍTULO 10

Legislación

Carlos Iglesias, Luis Balaguer, Ignacio Mola y Valentín Alfaya

I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

En coherencia con el pragmático deseo general expresado en el resto del libro, este capítulo de Legislación se concibe con la idea de ofrecer una visión comentada de normas relevantes cuyo contenido tiene influencia directa sobre el diseño de los tratamientos de restauración de infraestructuras de transporte, su mantenimiento y el seguimiento de estas medidas correctoras, confiando en que resulten de utilidad para los agentes que intervengan en las distintas fases de los procesos de planificación, proyecto, construcción y explotación de las mismas, si bien no es pretensión de sus autores confeccionar un listado interminable sobre materia legal aplicable al ámbito de las infraestructuras de transporte, ni sobre su restauración o la de zonas afectadas por su ejecución y funcionamiento.

Dicho enfoque responde al convencimiento de la escasa utilidad que hoy en día tiene el formato tradicional de elaborar interminables listados de normas más o menos relacionadas con la redacción de proyectos, no tanto por la inevitable caducidad de muchas normas a corto y medio plazo, como por las facilidades de acceso que ofrece Internet a numerosas páginas web oficiales donde se ofrece dicha información actualizada en tiempo real.

En este capítulo se pone de relieve la estrecha relación entre normas dispares y, en ocasiones, el conflicto que se genera entre distintas normas que

pueden determinar la toma de decisiones, aunque a veces la falta de consideración de algunas de ellas compromete el éxito de las medidas correctoras, como, por ejemplo, suele ocurrir cuando se ignoran las labores de conservación y mantenimiento que, inevitablemente, se realizan en algunas áreas restauradas de las infraestructuras.

En determinados ámbitos profesionales, la restauración de los taludes y otras superficies alteradas se percibe como una tarea repetitiva, cuyo diseño responde sistemáticamente al mismo esquema, con escasas diferencias según se trate de los taludes de terraplén o desmonte, lo cual dista mucho de la realidad de la restauración ecológica de estas infraestructuras, como se ha mencionado repetidamente en este libro. Sin embargo, cabe resaltar algunos obstáculos legales con los que se pueden encontrar los técnicos a la hora de promover y defender algunas ideas novedosas en sus proyectos de restauración, pese a que puedan basarse en los datos de experiencias previas o en la literatura científica que empieza a abundar al respecto. Es una responsabilidad de las Administraciones crear un marco favorable de actuación en el que se integren los distintos puntos de vista, incentivando las decisiones motivadas y adecuadas a los fines establecidos en sus propias actuaciones y políticas.

Antes de finalizar este apartado de introducción, conviene recordar el artículo 45 de la Constitución

Española (en adelante CE), que prevé la protección del medio ambiente como labor de los poderes públicos, velando por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, con el apoyo de la indispensable solidaridad colectiva. Responsabilidades públicas articuladas en el punto 148.1.9 de la CE, que atribuye a las comunidades autónomas la competencia de gestión en materia de protección del medio ambiente, correspondiendo al Estado la competencia exclusiva para establecer la legislación básica en dicha materia (art. 149.1.23). Cabe destacar, en el enunciado del citado artículo de la CE, su acierto visionario al vincular la calidad de vida de los ciudadanos con la restauración del medio ambiente, anticipándose así a la definición formal de los objetivos de la restauración ecológica, que actualmente se centran en la reposición de valores, bienes y servicios a las poblaciones humanas.

A continuación se agrupan las normas recopiladas con la filosofía comentada en esta introducción; para ello, se han organizado según materias con la pretensión de facilitar su consulta a los equipos redactores de proyectos. Aunque en cada apartado se trata de respetar el orden jerárquico de las normas, quizás parezca desordenado en algún punto, porque no en todas las materias existen normas a todos los niveles, o bien no se han encontrado datos reseñables en todas las normas que existen.

II. LEGISLACIÓN SECTORIAL: CARRETERAS Y FERROCARRILES

1. Ideas básicas

La CE atribuye al Estado la competencia exclusiva para establecer la legislación básica, entre otras materias, sobre ferrocarriles y transportes terrestres que transcurran por el territorio de más de una comunidad autónoma (art. 149.1.21) y, además, la competencia exclusiva en obras públicas de interés general o cuya realización afecte a más de una comunidad autónoma (art. 149.1.24). Teniendo en cuenta la organización del Estado y los procesos de descentralización administrativa, en materia de carreteras el marco legal se encuentra constituido por una Ley estatal de carreteras (Ley 25/1988, BOE nº 182, de 30 de julio de 1988), un Reglamento de carreteras (RD 1812/1994, BOE nº 228, de 23 de septiembre de 1994) que desarrolla la anterior, junto a sus posteriores modificaciones, y diecisiete normas autonómicas

con rango de ley, en algunos casos desarrolladas por sus propios reglamentos y, en otros, complementadas con decretos por los que se aprueban instrucciones técnicas, como, por ejemplo, las referentes a los firmes. Aunque en el caso que nos ocupa resultará de particular interés rescatar, más adelante, la Orden Ministerial de 21 de marzo de 1963, por la que se aprueba la Instrucción de la Dirección General de Carreteras 7.1 – I.C. sobre ‘Plantaciones en las zonas de servidumbre de las carreteras’, aún en vigor pese al olvido al que se encuentra sometida, quizás por obsoleta y por resultar de escasa aplicabilidad a los proyectos de las modernas carreteras.

Finalmente, el artículo 40 del Reglamento General de Carreteras (RD 1812/1994) establece que, sin perjuicio de los reglamentos técnicos de ámbito general que sean de aplicación, el ahora

denominado Ministerio de Fomento, a propuesta de la Dirección General de Carreteras, aprobará las normas e instrucciones técnicas a las que deban sujetarse los trabajos y obras de construcción de las carreteras estatales, las cuales deberán revisarse periódicamente para su actualización permanente, debiéndose publicar estas normas e instrucciones en el Boletín Oficial del Estado. De este modo, la Administración competente dota de la fuerza necesaria al compendio de normas e instrucciones de carreteras que, periódicamente, se revisan y actualizan. Siendo su observancia obligatoria por Ley, de esta forma determinados criterios técnicos prevalecen fácilmente sobre otras normas o recomendaciones opuestas o incompatibles, de menor rango o susceptibles de una interpretación más flexible, como suele ser frecuente en materia ambiental.

2. El paisaje desde las infraestructuras de transporte: el entorno en sentido amplio

El empleo de diferentes escalas de trabajo a la hora de considerar el entorno de las infraestructuras de transporte resulta determinante para comprender sus efectos sobre el medio. En este sentido, desde hace ya bastantes años en la literatura científica abundan los trabajos que promueven el enfoque sistémico a diferentes escalas para comprender los posibles procesos afectados, base de buena parte de los contenidos de los capítulos anteriores de este libro.

En sentido inverso, simultáneamente, proliferan los trabajos de interpretación y acceso al paisaje desde las infraestructuras de transporte. En este ámbito ha adquirido notable relevancia la Ley 5/1996, de Carreteras de Cantabria (BOE nº 51, de 28 de febrero de 1997), que, en su artículo 26, prevé que puedan ser declaradas como carreteras o tramos de especial protección, entre otros, las carreteras o tramos parciales de importancia por su función territorial, o debido a sus condiciones medioambientales. Debiendo ser declaradas en cualquier caso como carreteras singulares de especial protección ecológica y paisajística aquellas que atraviesen espacios naturales protegidos, afecten a bienes de interés cultural, puedan alterar las condiciones de los paisajes naturales o culturales preexistentes, o pongan en peligro los testimonios etnográficos de la cultura material popular.

En coherencia con ello, en la Comunidad Autónoma de Cantabria, además, han promulgado el Decreto 61/2004, sobre carreteras de especial protección por atravesar espacios naturales protegidos de Cantabria (BOC nº 121, de 24 de junio de 2004), donde se contempla que para la definición de las medidas de integración ambiental, se dé prioridad al empleo de la vegetación como elemento constructivo, de manera aislada o en combinación con materiales inertes, así como al uso de materiales tradicionales de cada zona.

Otro caso destacable es el de la Comunidad Autónoma de Andalucía, que cuenta con un catálogo de 44 carreteras paisajísticas que se extienden a lo largo de 1.666 km de recorrido, y contempla que, con el objeto de conservar o potenciar el carácter paisajístico de las carreteras destinadas a acoger funciones relacionadas con el acceso y disfrute del paisaje, se planteen dos posibles estrategias a implementar en los proyectos de adecuación y mejora de estas infraestructuras.

La primera de ellas se basa en la utilización de diseños, materiales y soluciones técnicas que aludan a patrones o características formales reconocibles en el entorno viario, mientras que la segunda pasa por mejorar el diálogo entre la carretera y determinados elementos singulares situados en sus márgenes: construcciones tradicionales, arbolado en las márgenes, muros de piedra, etc. (CEPT, 2009).



Figura 1. La autovía A-4 a su paso por el paisaje singular del desfiladero de Despeñaperros, en la provincia de Jaén (Foto: Carlos Iglesias).

En otro ámbito geográfico, con base en la Ley 2/1983, de alta montaña (DOGC n 312, del 16 de marzo de 1983), de la Generalidad de Cataluña, se han elaborado las recomendaciones técnicas para el diseño sostenible de carreteras de montaña, con el objeto de que la dotación de infraestructuras en este medio no resulte en detrimento de los valores naturales del entorno ni del potencial turístico de la propia infraestructura. En ellas se efectúa una serie de recomendaciones sobre los elementos que conforman las carreteras, a menudo por debajo de los umbrales que fija la Norma 3.1-I.C de trazado, tratando de no renunciar, por ello, a la seguridad.

Por último, aunque no constituyen un texto legal, la Junta de Andalucía ha elaborado, a través de la empresa pública GIASA, dependiente de la Consejería de Obras Públicas, unas recomendaciones técnicas para el diseño y ejecución de sistemas viarios en medios sensibles, con el objeto de ser considerado por proyectistas y técnicos durante la fase de obras de estas infraestructuras (JAOP/GIASA 2006).

3. El entorno inmediato de las infraestructuras de transporte: dominio público y zonas de servidumbre

Tanto la legislación básica de carreteras como la del sector ferroviario establecen en el ámbito de influencia de dichas infraestructuras la existencia de unas zonas de dominio público, de servidumbre y de afección. En estas zonas de protección quedan condicionados numerosos usos en función de su compatibilidad con los elementos funcionales de las infraestructuras, por ejemplo, las plantaciones o talas de árboles, estando sometidos en algunos casos a la preceptiva autorización de la Administración competente. Por razón del régimen jurídico al que están sujetos, los bienes y derechos que integran el patrimonio de las Administraciones públicas pueden ser de dominio público o demaniales y de dominio privado o patrimoniales, de acuerdo con la Ley 33/2003, del Patrimonio de las Administraciones Públicas (BOE nº 264, de 4 de noviembre de 2003). Los bienes y derechos de dominio público son los que, siendo de titularidad pública, se encuentren afectados al uso general o al servicio público, así como aquellos a los que una ley otorgue expresamente el carácter de demaniales.

Cuadro 1. Entre otros principios, la gestión y administración de los bienes y derechos patrimoniales por las Administraciones públicas deben ajustarse a los siguientes:

- a) Eficiencia y economía en su gestión.
- b) Eficacia y rentabilidad en su explotación.
- c) Transparencia y objetividad en su explotación.
- d) Identificación y control a través de inventarios o registros adecuados.
- e) Colaboración y coordinación entre las diferentes Administraciones públicas, con el fin de optimizar la utilización y el rendimiento de sus bienes.



Figura 2. El mantenimiento de vegetación arbustiva en el dominio público permite conectar distintos rodales y pasos de fauna, en la imagen un tramo de la autovía A-52 (Foto: Carlos Iglesias).

La defensa y protección del patrimonio de las Administraciones públicas es una obligación inherente a ellas, siendo la conservación de los bienes y derechos de dominio público competencia del Ministerio u organismo público al que se encuentren afectados o adscritos, o al que corresponda su administración. La Ley prevé que, en el caso de que sobre un bien se impongan una o varias afectaciones concurrentes, la participación de los diversos departamentos u organismos en la conservación se podrá determinar mediante acuerdos o protocolos de actuación entre ellos (en su defecto, la forma de participación de cada uno la fijaría el ministro de Hacienda). Y, por último, otro aspecto de relevancia a incluir en esta introducción, como mucha gente bien conoce, según el régimen de disponibilidad, los bienes y derechos de dominio público son inalienables, imprescriptibles e inembargables.

Tabla 1.
El dominio público viario y las limitaciones a la propiedad en carreteras y ferrocarriles.

INFRAESTRUCTURA Y CONSIDERACIONES	DOMINIO PÚBLICO	ZONA DE SERVIDUMBRE	LÍMITE DE EDIFICACIÓN	ZONA DE AFECCIÓN/ PROTECCIÓN
Autopistas, autovías y vías rápidas	8 metros	25 metros	50 metros	100 metros
Carreteras convencionales	3 metros	8 metros	25 metros	50 metros
Ferrocarriles	8 metros	-----	50 metros	70 metros
Consideraciones	Prohibido plantaciones de arbolado	Autorizable plantaciones de arbolado	-----	Autorizables plantaciones de arbolado

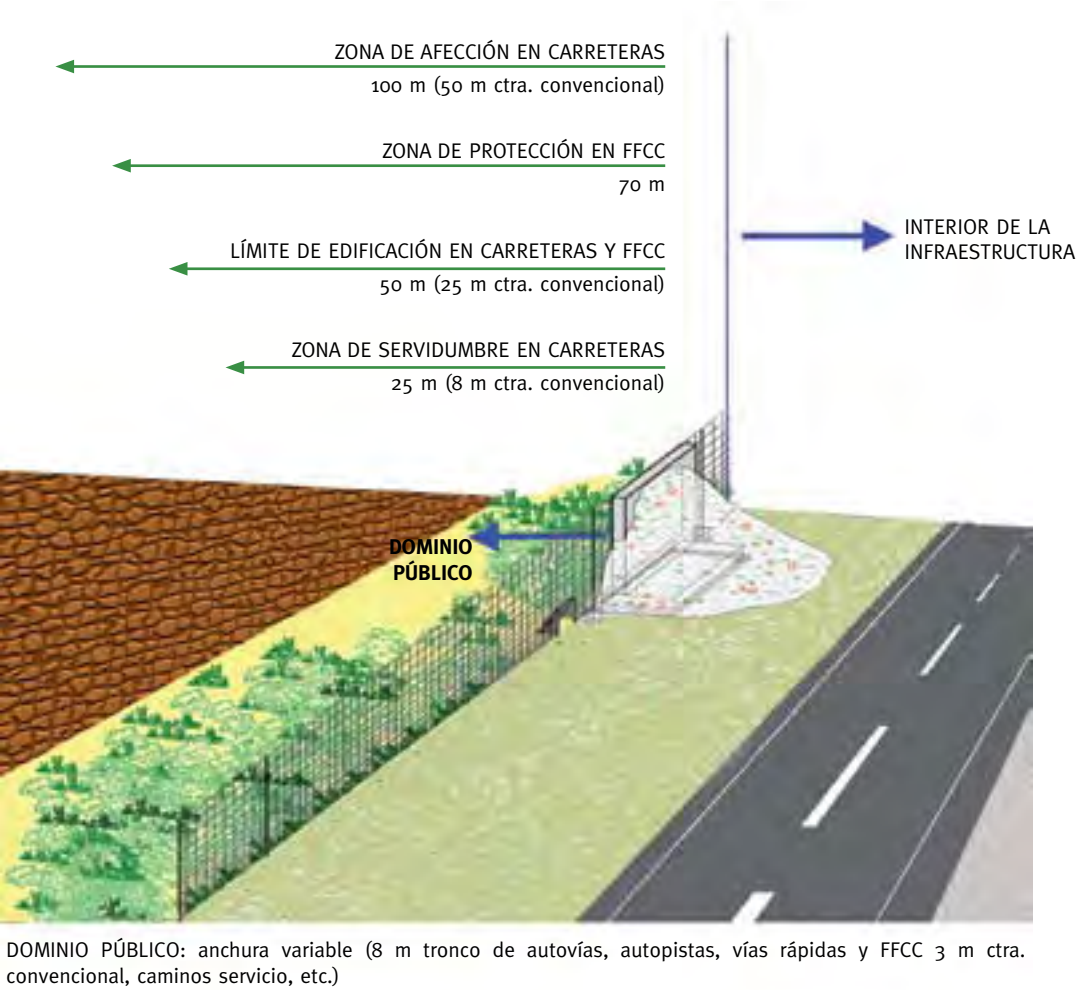


Figura 3. Características básicas del dominio público viario y las limitaciones a la propiedad en carreteras y ferrocarriles (modificado de Iglesias Merchán y Herrera Calvo, 2008).

Tabla 2.
Particularidades sobre el dominio público viario y las limitaciones a la propiedad en carreteras.

DOMINIO PÚBLICO	ASTURIAS	Se permiten cultivos y zonas ajardinadas de talla inferior a 0,5 metros
	EXTREMADURA	Anchura de 2 m en las carreteras denominadas vecinales
	NAVARRA	No son autorizables las plantaciones de arbolado
	GALICIA	No podrá exceder 15 m de ancho en autopistas, autovías, corredores y vías rápidas, y 10 m de ancho en el resto de las carreteras
ZONA DE SERVIDUMBRE	ISLAS BALEARES	Denominada zona de protección (18 m de anchura en carreteras de dos carriles de la red primaria y secundaria, y de 8 m las de la red local o rural)
	CANTABRIA	Denominada zona de protección (18 m en carreteras primarias, 14 m en carreteras secundarias y 10 m en las locales)
	GALICIA Y NAVARRA	Mide 17 m en autopistas, autovías, corredores y vías rápidas, y 2 m en el resto de las carreteras de Galicia, desde el dominio público, y 5 m en el resto de las de Navarra
	CATALUÑA	Se permiten cerramientos arbustivos de talla inferior a 1,20 m
	REGIÓN DE MURCIA	Se considera 30 m de ancho para las carreteras de segundo y tercer nivel
LÍMITE DE EDIFICACIÓN	ANDALUCÍA	Se extiende hasta los 100 m
	CASTILLA Y LEÓN	Posee una anchura de 18 m en carreteras que no sean autopistas, autovías ni vías rápidas
	LA RIOJA	Posee una anchura de 18 m en carreteras que no sean autopistas, autovías ni vías rápidas
	NAVARRA	Posee una anchura de 18 m en carreteras locales
	REGIÓN DE MURCIA	Posee una anchura de 18 m en carreteras de tercer nivel
	GALICIA	Mide 30 m de autopistas, autovías y vías rápidas, 12 m en carreteras de la red primaria básica, 19,5 m las de la red primaria complementaria y 7 m en el resto
	VIZCAYA	Mide 18 m en la red comarcal y complementaria de Vizcaya y 12 m en la red local
ZONA DE AFECCIÓN	CASTILLA-LA MANCHA	Denominada zona de protección, mide 30 m de anchura en carreteras que no sean autopistas, autovías ni vías rápidas
	ANDALUCÍA, CASTILLA Y LEÓN, GALICIA Y VIZCAYA	Mide 25 m en el resto de carreteras
	GUIPÚZCOA	Denominada zona de protección, mide 30 m de anchura en carreteras que no sean autopistas, autovías ni vías rápidas y se prohíbe la plantación y tala de árboles y arbustos. Mide 10 m en el caso de caminos

NOTA: en la Comunidad de Madrid se establecen solo dos zonas, el dominio público y la zona de protección, que posee un ancho de 50 metros en autopistas y autovías, 25 m en las carreteras integradas en la red principal y 15 m en el resto de las redes de la Comunidad de Madrid, medidos desde la arista exterior de explanación.

Además de las anteriores referencias al dominio público y las limitaciones a la propiedad, merece la pena reseñar algunas particularidades relacionadas con el manejo y la gestión de estas zonas y la restauración de las infraestructuras de transporte que se incluyen en algunas normas autonómicas. El artículo 6 de la Ley 8/2001, de Carreteras de Andalucía (BOJA nº 85, de 26-7-2001), establece explícitamente que la zona de dominio público adyacente a las carreteras deberá quedar debidamente amojonada e integrada en su medio natural, mediante la implantación en ella de las correspondientes actuaciones de restauración paisajística. Su artículo 31, íntegramente dedicado al proyecto de restauración paisajística, establece que se realizará la revegetación del dominio público viario y de su entorno, sin que necesariamente tenga que estar vinculada su redacción y ejecución a las obras de carreteras ni a la contratación del proyecto de construcción, idea no solo aplicada al caso de Andalucía.

La segregación de un proyecto de restauración respecto del proyecto de construcción de una infraestructura es objeto de debate desde hace mucho tiempo, sin que se conozcan los resultados ni valoraciones de las experiencias realizadas, en ocasiones promovidas en ámbitos geográficos distintos de Andalucía. En todo caso, es una cuestión contradictoria con la esencia de la EIA, que precisamente pretende que los proyectos de restauración de las actividades evaluadas formen parte de los proyectos de construcción, si bien, la Ley andaluza emplea dos términos: integración ambiental y restauración paisajística, con la intención de establecer una diferencia entre la ejecución de las medidas, preventivas y correctoras, establecidas en la declaración –o informe– de impacto ambiental (integración ambiental) de aquellas otras adicionales que persigan la revegetación del dominio público viario y del entorno afectado (restauración paisajística). Para ello, la legislación andaluza prevé que la Administración pueda utilizar la zona de servidumbre para cuantas actuaciones requiera el interés general, y el mejor servicio del dominio público viario, incluida la integración paisajística de la carretera.

En este sentido, la Ley de Carreteras de la Comunidad de Madrid (Ley 3/1991, BOCM de 21 de marzo de 1991) incluye una referencia al medio ambiente en la fase de su explotación, pues en su artículo 25 determina que a la explotación de las carreteras comprende, entre otras labores, las de restauración y protección medioambientales necesarias y establecidas en el ordenamiento jurídico vigente.

Respecto a la posibilidad de autorizarse la plantación o tala de árboles en zonas de servidumbre y afección de las carreteras, destaca la mención adicional a los arbustos en el Decreto Foral Normativo 1/2006, de Carreteras y Caminos de Gipuzkoa (BOG nº 117, de 21 de junio de 2006), recogido en la tabla 2.

También se puede destacar, como una referencia a los efectos sobre el medio ambiente de las carreteras durante su fase de explotación, el artículo 28 de la Ley 2/2008, de Carreteras de la Región de Murcia (BORM nº 111, de 14 de mayo de 2008), que faculta a la consejería competente en materia de carreteras para ordenar el tráfico (aunque solo el tráfico pesado) por motivos ambientales, entre otros.



Figura 4. Algunas carreteras se caracterizan por un denso tráfico de vehículos pesados. La Legislación de la Región de Murcia permite su ordenación en función de criterios de carácter ambiental. Imagen de la carretera N-232 en La Rioja (Foto: Carlos Iglesias).

Aunque la norma que se muestra particularmente influyente sobre los usos del suelo en su entorno es la Ley 5/1990, de Carreteras de la Comunidad Autónoma de las Islas Baleares (BOE nº 184, de 2 de agosto de 1990), puesto que prevé que los planes de carreteras o los urbanísticos que incluyan carreteras fijen, en su caso, una zona de reserva para ampliación o mejora de las carreteras, cuya anchura mínima será:

- a)** 100 metros para vías de cuatro o más carriles.
- b)** 50 metros para vías de dos carriles de las redes primaria y secundaria.
- c)** 25 metros para vías de dos carriles de las redes local o rural.

En la zona de reserva se prohibirá la ejecución de cualquier tipo de obra o instalación que no sean las de mera conservación de las existentes, y también cualquier otra clase de actividades que puedan

eleva el valor del suelo, excepto los de cultivos agrícolas. Además, las anchuras descritas se incrementarán en un 50%, cuando se trate de carreteras de nuevo trazado.

Sin embargo, en Baleares, se contempla que las labores agrícolas no tengan ninguna restricción fuera de la zona de dominio público, excepto en el caso de que, con ellas, pueda verse comprometido el tráfico en concreto. Solo en este caso será preceptiva la autorización del organismo titular de la carretera para la plantación o tala de arbolado, y la recogida y evacuación de los productos cuando se realicen a una distancia menor de 3 metros de la arista de la explanación y esta pueda verse afectada.



Figura 5. Algunas declaraciones de impacto ambiental establecen la condición de proyectar plantaciones arbóreas para ocultar elementos constructivos como pilares, pantallas acústicas, etc., pese a situarse en una zona donde la legislación vigente prohíbe este tipo de restauraciones (Foto: Carlos Iglesias).

4. Plantaciones en las zonas de servidumbre de las carreteras: Instrucción 7.1.-IC

En la introducción de este mismo capítulo se ha incluido una breve referencia al marco general legal en materia de infraestructuras de transporte, particularmente en el caso de las carreteras. Conviene recordar que la legislación básica del Estado, Ley y Reglamento de Carreteras, tienen continuidad en diecisiete normas autonómicas con rango de ley. En algunos casos desarrolladas por sus propios reglamentos y, además, complementadas ambos con decretos y órdenes por las que se aprueban, por ejemplo, instrucciones técnicas de obligado cumplimiento en distintas fases de la planificación, proyecto y explotación de las infraestructuras de transporte. En este sentido, resulta de particular interés en este

libro recordar la existencia de la Orden Ministerial de 21 de marzo de 1963, por la que se aprueba la Instrucción de la Dirección General de Carreteras 7.1.-I.C sobre ‘Plantaciones en las zonas de servidumbre de las carreteras’.

Esta norma aún permanece en vigor, pese al olvido al que se encuentra sometida, por lo que convendría recordar que el Reglamento General de Carreteras (RD 1812/1994) contempla la necesidad de revisar periódicamente, para su actualización permanente, las normas e instrucciones técnicas a las que deban sujetarse los trabajos y obras de construcción de las carreteras estatales.

La instrucción 7.1.-IC establece una serie de normas y recomendaciones a tener en cuenta en las plantaciones que se efectúen en la zona de servidumbre de las carreteras, a las que atribuye funciones ligadas a una concepción de los trazados y de la conducción propias de hace cuatro décadas, como orientar el tráfico, proporcionar zonas de sombra y descanso a los viajeros, y de orden estético, como es la integración de las carreteras en el paisaje que atraviesa, la valoración de determinados puntos de vista o la ocultación de aquellos que no resultaran agradables. Sin embargo, también atribuye a las plantaciones a lo largo de las carreteras la posibilidad de cumplir simultáneamente otras funciones, como contener taludes y evitar la erosión. Como aspectos singulares de la norma, destaca la recomendación de no plantar árboles cuando la carretera atravesase o esté próxima a bosques o plantaciones de frutales, y, en todo caso, que las plantaciones permitan la visión del paisaje.

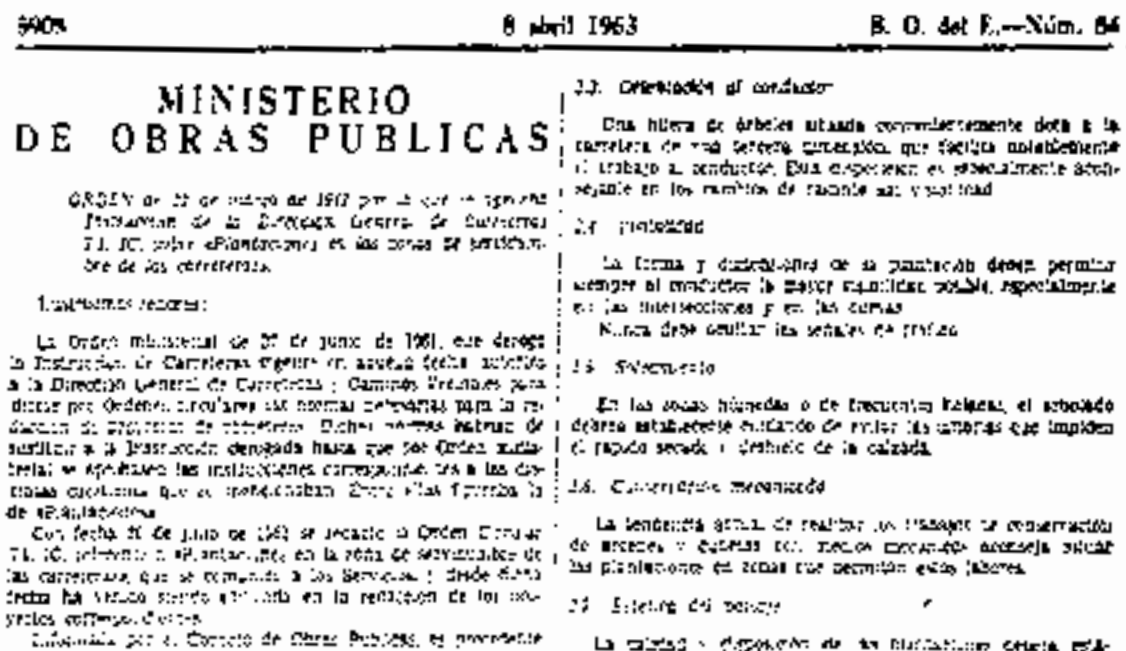


Figura 6. Primera página de la instrucción de carreteras 7.1-IC publicada en el BOE de 8 de abril de 1963 y actualmente vigente. Sus características históricas compensan la pobreza gráfica de la figura, pero no la escasa aplicabilidad de la norma.

Aunque es una norma desactualizada difícilmente aplicable a las modernas infraestructuras de transporte, está salpicada de frases de completa vigencia, como la importancia que otorga a la armonización de la infraestructura con el paisaje, particularmente en aquellas zonas caracterizadas por la ausencia de vegetación. También es cierto que resalta la importancia de una adecuada selección de especies, tanto en lo que a su función se refiere como a su conservación, recomendándose la adopción de las especies características de la región.

La existencia de una norma de casi 40 años de antigüedad dedicada a establecer los principios básicos de la integración ambiental de las infraestructuras de transporte en España en un hecho singular, que revela la intención renovadora y, probablemente, el empuje de un grupo de técnicos comprometidos en su esfuerzo por comprender la relación de las infraestructuras de transporte con su entorno, casi 25 años antes de la transposición al ordenamiento jurídico español de las primeras Directivas europeas en materia de evaluación ambiental. En todo caso, teniendo en cuenta los ritmos del progreso, el período de tiempo transcurrido y la inevitable caducidad de las normas cuando dejan de ajustarse a la realidad cambiante, convendría recordar a las Administraciones sus responsabilidades en cuanto a

la necesaria revisión de las normas para su adecuación al progreso técnico y científico.

5. Instrucciones y Recomendaciones en los proyectos de alta velocidad

El Administrador de Infraestructuras Ferroviarias (ADIF) es una entidad pública empresarial dependiente del Ministerio de Fomento que, entre sus encomiendas, tiene la redacción de proyectos, construcción y puesta en servicio, entre otras, de las líneas de alta velocidad. Como parte integrante del Sistema de Gestión de la Calidad adoptado por el ADIF, se encuentran las Instrucciones y Recomendaciones para la redacción de los proyectos de la plataforma de líneas de alta velocidad ferroviaria, conocidas como IGP, cuya última revisión se ha llevado a cabo durante el año 2010 para actualizar las hasta ahora denominadas IGP-2008. Con ellas, se pretende favorecer la homogeneidad en la interpretación a los criterios aplicados por los proyectistas, así como facilitar la actualización, ordenación y archivo sistemático de las instrucciones que con este fin se distribuyen y actualizan por el propio ADIF periódicamente. Más recientemente, la DG de Infraestructuras Ferroviarias del Ministerio de Fomento está desarrollando, a semejanza de las citadas IGP, un manual para la redacción de proyectos, si bien

en este capítulo se detallan algunos aspectos de las IGP de ADIF, más utilizadas hasta la fecha.

Los redactores de proyectos quedan obligados a consultar estas Instrucciones y Recomendaciones y, en caso necesario, soliciten del ADIF las aclaraciones oportunas, no tanto en la interpretación y aplicación de la normativa oficialmente vigente, sino por los posibles conflictos con el texto de algunas declaraciones de impacto ambiental.

Cuadro 2.

El capítulo 6 de las IGP está reservado al medio ambiente, y consta de los siguientes documentos a considerar durante la redacción de un proyecto de construcción:

- IGP-6.1. Guía de prescripciones ambientales para los proyectos de construcción
- IGP-6.2. Programa tipo de vigilancia ambiental
- IGP-6.3. Criterios para la valoración del coste ambiental
- IGP-6.4. Estudio para la prevención de ruidos y vibraciones

Estas Instrucciones contienen una relación de criterios técnicos que sirven de directrices para la coordinación en el diseño de las medidas de protección y corrección ambiental de los proyectos de las líneas de alta velocidad, estructurados según los principales factores ambientales que se contemplan habitualmente en las DIA del Ministerio de Medio Ambiente, y ahora también de Medio Rural y Marino. Las directrices de coordinación constituyen un intento ambicioso por servir de marco general de homogeneización en la redacción de proyectos, aunque sin descender a detalles de diseño técnico que entran en la competencia de los respectivos proyectistas. Por ejemplo, en el apartado dedicado a la recuperación y utilización de tierra vegetal, queda definida esta como todo aquel material procedente de excavación cuya composición físico-química y granulométrica permita el establecimiento de una cobertura herbácea permanente (al menos inicialmente mediante las técnicas habituales de hidrosiembra) y sea susceptible de recolonización natural. Se prevé su retirada selectiva, mantenimiento y conservación. Sin embargo, se sigue proponiendo la reextensión de un espesor promedio de 30 cm de tierra vegetal sobre las superficies a restaurar, cuestión discutida desde hace tiempo y sobre la que se aclaran bastantes ideas preconcebidas al respecto en el capítulo 4 de este libro.



Figura 7. Las directrices de coordinación constituyen un intento ambicioso por servir de marco general de homogeneización en la redacción de proyectos de líneas de alta velocidad. Imagen de un tren saliendo de un falso túnel de la línea Madrid-Valladolid junto al monte de El Pardo (Foto: Carlos Iglesias).

En las IGP ocupan un espacio destacado todas las medidas a proyectar en relación con la protección de la fauna, en especial se incluyen referencias explícitas para incorporar al proyecto los criterios de los documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MMA 2006, MARM 2008 y MARM 2010).

En cuanto a la restauración vegetal se refiere, se contempla que, en cada caso, se tendrá que ser coherente tanto desde el punto de vista ecológico como paisajístico con el territorio atravesado, pretendiendo que se trate el terreno alterado, y especialmente los taludes, con el aspecto y composición vegetal predominante lo más parecidos posible a los existentes antes de las obras. Los tratamientos muy intensivos, más propios de jardinería, se reservan para zonas urbanas o periurbanas; el resto de los tratamientos vegetales deberá integrarse adecuadamente en el medio atravesado.

A la restauración vegetal se le otorgan los objetivos ecológicos, paisajísticos (integración y ocultación de vistas poco estéticas) y de control de la erosión de las superficies desnudas generadas por las obras. Además, se recomienda la realización de estudios en detalle de la vegetación a lo largo de la traza para localizar la flora de interés para su protección y detectar las especies del lugar susceptibles de ser utilizadas en la revegetación. Respecto a la selección de especies, se incluye una serie de factores a considerar, si bien aún se permanece lejos de reflejar la necesidad y el modo en que se debe acopiar este material de la propia zona con la antelación suficiente.



Figura 8. Ejemplares de *Erodium celtibericum* en un vivero de obra en alta montaña (Fuente: Castellana Ribas y Ríaza Luján, 2010) (Foto: FOLIA Consultores).

Aunque se proponen diversos modelos de restauración, también se recuerda que las plantaciones arbóreas propuestas en proyecto deberán adecuarse al RD 2387/2004, es decir, al Reglamento del Sector Ferroviario (BOE nº 315, de 31 de diciembre de 2004). Esto significa que se prohíbe la plantación de arbolado en zona de dominio público, de acuerdo con el artículo 30, apartado 2.a, si bien podrían autorizarse

III. TEMAS AMBIENTALES

1. Evaluación ambiental

La Directiva comunitaria 85/337/CEE (DO L 175/40, de 5 de julio de 1985) considera, entre otros aspectos, que los efectos de un proyecto sobre el medio ambiente deben evaluarse para proteger la salud humana, contribuir mediante un mejor entorno a la calidad de vida, velar por el mantenimiento de la diversidad de especies y para conservar la capacidad de reproducción del sistema como recurso fundamental de la vida. La incorporación en España de esta Directiva 85/337/CEE al Derecho interno estatal se efectuó mediante el RDL 1302/1986 (BOE nº 155, de 30 de junio de 1986), que experimentó sucesivas modificaciones, y el Reglamento que lo desarrolla, el RD 1131/88 (BOE nº 239, de 5 de octubre de 1988). Con posterioridad, el RDL 1/2008 (BOE nº 23, de 26 de enero de 2008), por el que se aprobó el texto refundido de Ley de evaluación de impacto ambiental (EIA) de proyectos, derogaba el RDL 1302/1986 y sus modificaciones, y, finalmente, el RDL 1/2008 ha sido a su vez modificado por la reciente Ley 6/2010 (BOE nº 73, de 25 de marzo de 2010). Simultáneamente,

en la zona de protección aunque esta excede las posibilidades del proyecto y del propio administrador de la infraestructura a los efectos de su restauración ambiental. Las IGP también establecen la obligación de hacer un inventario del arbolado autóctono de interés afectado, debiéndose atender a su tamaño, estado y posibilidades de arraigo tras su trasplante, consideración que no debería interpretarse como la obligación de proponer en proyecto el trasplante indiscriminado, en número y especies, de cualquier ejemplar afectado por la construcción de estas infraestructuras.

En su apartado 2.8.2, las IGP ofrecen una serie de criterios para el mantenimiento de la vegetación implantada en zonas restauradas, donde se sugieren incluso las labores de riego, abonados, escardas, binas y podas, recordando la importancia de que todos estos trabajos tengan su reflejo apropiado en el correspondiente capítulo del presupuesto del proyecto. En todo caso, la confección de unas instrucciones actualizadas periódicamente permite la incorporación de criterios adecuados a la realidad de los proyectos de las líneas de alta velocidad, que además se pueden extrapolar a otras infraestructuras de transporte.

la Directiva 85/337/CEE ha sido modificada por las Directivas 97/11/CE (DO L 73, de 14 de marzo de 1997) y 2003/35/CE (DO L 56, de 25 de junio de 2003).

En la actualidad, prácticamente la totalidad de los proyectos de infraestructuras de transporte, públicos y privados, que correspondan a autopistas y autovías, vías rápidas y carreteras convencionales de nuevo trazado, modificación del trazado o duplicaciones de calzada de otras existentes en una longitud continuada de más de 10 km, y las líneas de ferrocarril para tráfico de largo recorrido deben someterse a EIA en la forma prevista en la Ley, mientras que la obligatoriedad de someter a EIA el resto de carreteras y líneas ferroviarias que quedan fuera del ámbito competencial del Estado, y no reúnan las anteriores características, se determina en las correspondientes normativas autonómicas.

De modo general, el proyecto para el tratamiento de los espacios afectados por las obras se articula en torno a los potenciales impactos ambientales.

Desde los Reales Decretos 1302/1986 y 1131/1988, se establece que las EIA deben proponer las actuaciones necesarias para evitar, reducir o compensar los efectos ambientales negativos significativos. Estas acciones reciben el nombre de medidas preventivas (o protectoras), correctoras y compensatorias, respectivamente. La legislación básica de EIA, sumada a sus homólogas autonómicas, extiende el dominio de aplicación de estas definiciones al ámbito de las infraestructuras lineales que, desde el punto de vista de la ecología de la restauración, en el año 1998 se definía como un gigante dormido por Forman y Alexander; gigante por la extensión de superficie afectada y la trascendencia de la adopción de criterios ecológicos, y dormido por la exigua repercusión de sus planteamientos, aseveraciones difíciles de mantener en la actualidad.

2. Responsabilidad ambiental

El reciente régimen europeo de responsabilidad ambiental, uno de los cambios más relevantes del derecho ambiental europeo en los últimos años, puede tener implicaciones muy relevantes en materia de restauración ecológica. Aunque la obligación de restaurar el medio natural afectado por un daño ya estaba presente en la legislación ambiental, su dispersión por todo el régimen sectorial hacía difícil su efectiva puesta en práctica. Con el nuevo régimen, transpuesto a nuestro ordenamiento jurídico por medio de la Ley 26/2007 (BOE nº 255, del 24 octubre 2007) y el RD 2090/2008 (BOE nº 308, del 23 de diciembre de 2008), un operador que ha causado un daño significativo tiene la obligación de reparar este daño y restaurar el medio afectado, con una responsabilidad que, en términos económicos, es ilimitada.

El otro aspecto relevante consiste en que tal reparación no puede hacerse de cualquier modo, sino que debe asegurar el retorno de los sistemas naturales hasta lo que se define en el texto normativo como ‘estado básico’; esto es, ‘aquel en el que, de no haberse producido el daño medioambiental, se habrían hallado los recursos naturales y los servicios en el momento en que sufrieron el daño’. Desde nuestro punto de vista, esta definición jurídica está muy próxima al concepto de ‘restauración ecológica’, y abre el reto de la restauración de los procesos ecológicos como *leit motiv* de estas actuaciones.

En los últimos cuatro años se declararon a las compañías de seguros casi dos centenares de siniestros que implicaban un daño ambiental relevante. Una parte importante de ellos requirió medidas de

restauración del ‘medio natural’. Una vez que el nuevo régimen ha entrado en vigor, es razonable pensar que en los próximos años se mantengan o incrementen los procedimientos administrativos para exigir la obligación de restaurar, y que esta exigencia legal se convierta en una palanca que extienda la restauración con criterios ecológicos como alternativa viable a los enfoques más tradicionales.

3. Biodiversidad

Desde el punto de vista de la planificación de infraestructuras, resulta obligatorio incluir una referencia al Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte 2005-2020 (PEIT), que define las políticas que deben orientar los proyectos y las grandes líneas de actuación. Este Plan va acompañado de un estudio acerca de los efectos conjuntos que ocasionaría el PEIT sobre espacios naturales protegidos, hábitats de interés comunitario y especies faunísticas de interés, de conformidad con la Directiva 92/43 (DO L 206 de 22.7.1992), conocida como Directiva Hábitats, y la Directiva 79/409 (DO L 103 de 25.4.1979), popularmente denominada Directiva Aves.

Aunque la escala de la planificación difiere notablemente de la que requiere el diseño de medidas correctoras al nivel de detalle de un proyecto de construcción, no debe obviarse el desarrollo de planes y programas que en ocasiones han adoptado un enfoque ambiental. Este cambio de escala ha sido promovido por la Directiva Hábitats, la cual insta, en su artículo 10, a fomentar la conexión y coherencia ecológica de la Red Natura 2000. Frente a las medidas que, con frecuencia, se limitan a la actuación en franjas laterales, estos planes y programas se interesan por el efecto fragmentador de las infraestructuras y por su afección a corredores ecológicos que mantenían la conexión entre espacios naturales. En el caso del PEIT, en el que se basa el actual Plan Extraordinario de Infraestructuras (PEI), se valoró positivamente que no solo evaluara la afección directa y ocupación del territorio, sino también la fragmentación de hábitats, utilizando como indicadores el número de unidades de vegetación producidas por división de los mismos, la superficie media de las teselas resultantes, y su coeficiente de forma (relación perímetro/área). Dicho estudio identificaba posibles puntos de conflicto que deberían haber servido para orientar las fases siguientes de planificación y proyecto de las infraestructuras. Al mismo nivel jerárquico se situará, en breve, el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y



En los taludes de carretera no solo prosperan especies frecuentes y/o de amplia distribución. En la imagen aparece un lirio boca de serpiente (*Iris xyphium*) y a su derecha un fragmento de la inflorescencia de una arzolla (*Thapsia villosa*). La fotografía está tomada en la parte superior de un desmante de la carretera M-604 de Madrid. En los documentos de trabajo para la actualización de Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora Silvestre de la Comunidad de Madrid, se propone su protección como especie ‘sensible a la alteración de su hábitat’ (Blanco *et al*, 1999*), ya que se trata de una especie escasa y de distribución puntual en este ámbito territorial. Autor: Ignacio Mola.

*Blanco de Castro, E. (Coor.). 1999. *Revisión del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora Silvestre de la Comunidad de Madrid*. Informe inédito incluido en el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid.

la Biodiversidad, que, además de ser objeto de evaluación ambiental según lo dispuesto en la Ley 9/2006 (BOE nº 102, del 29 de abril de 2006), sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente, se ha sometido a consultas e información pública de acuerdo con el procedimiento de elaboración del Plan Estratégico que la Ley 42/2007 (BOE nº 299, de 14 diciembre 2007), del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, regula en su segundo capítulo. El Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad está llamado a convertirse en el principal instrumento para la planificación de la acción de la Administración General del Estado en la materia, y tiene por objeto promover la conservación, el uso sostenible y, en su caso, la restauración del patrimonio, los recursos naturales terrestres y marinos y de la biodiversidad y geodiversidad. Entre los principios que inspiran el Plan Estratégico, resulta obligado mencionar la necesaria integración sectorial, es decir, la incorporación de los objetivos y metas para la biodiversidad como parte esencial de todas las políticas sectoriales nacionales, autonómicas y locales, en particular aquellas que rigen la gestión del territorio y los recursos naturales, entre las que indudablemente destacan las de transporte.

A nivel de programas, parece oportuno introducir una referencia al Programa Marco Ambiental 2000-2006 que pretendía establecer una Red de Corredores Ecológicos en la Comunidad Autónoma de Euskadi, destacable por su innovación y coherencia territorial. Los objetivos fundamentales de este programa eran identificar las áreas prioritarias para la conexión e integración territorial de los espacios naturales protegidos (corredores ecológicos), garantizar un grado de conectividad ecológica entre estos y en el conjunto del territorio, establecer las pautas de gestión para la conservación y mejora de la conectividad ecológica y, finalmente, establecer un punto de partida para la integración de los criterios de conectividad en la ordenación territorial. Este programa ha tenido continuidad en el Programa Marco Ambiental de la Comunidad Autónoma de Euskadi 2007-2010, que, entre sus líneas principales de actuación, incluye el avance en el desarrollo de la red de corredores ecológicos.

En el ámbito legislativo, la anteriormente mencionada Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE nº 299, de 14 diciembre 2007), define el papel de la conectividad en la conservación de la biodiversidad: Las Administraciones Públicas preverán, en su planificación ambiental

[...] mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio, estableciendo o restableciendo corredores [...] Para ello se otorgará un papel prioritario a los cursos fluviales, las vías pecuarias, las áreas de montaña y otros elementos del territorio, lineales y continuos [...] con independencia de que tengan la condición de espacios naturales protegidos. Circunstancias que ponen de manifiesto la importancia de la restauración ecológica de las infraestructuras de transporte, y su entorno inmediato, como elementos lineales y continuos. Infraestructuras que, a la vez que vertebran el territorio, causan importantes impactos ambientales, entre los que destaca la destrucción y fragmentación de hábitats. La mitigación de estos efectos adversos es la base del diseño de numerosas medidas correctoras de impacto ambiental, como las que se han planteado en los capítulos precedentes de este libro.

Después de este breve repaso a planes, programas y la referencia obligada a la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, conviene retornar la escala de proyecto, donde debe hacerse una mención expresa a la serie de documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte (MMA 2006, MARM 2008 y MARM 2010), coordinado por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (antes DG para la Biodiversidad) del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Aunque estos documentos no constituyen un texto legal, su utilidad en las distintas fases del ciclo de vida de las infraestructuras se ha señalado en el Capítulo 8 del presente libro. Por otro lado, cada vez resulta más habitual encontrar la referencia a dicha serie de documentos en el condicionado de las declaraciones de impacto ambiental, obligando así a los proyectistas a tenerlos en cuenta. En su número más reciente, el tercer libro de la serie aborda las fases de planificación y trazado de carreteras y ferrocarriles por su importancia para aplicar los principios de precaución y prevención, identificados como momentos clave para reducir los efectos de la fragmentación de los hábitats. Desde la citada Dirección General se siguen preparando nuevos documentos, ordenando y recopilando los conocimientos sobre la materia en el momento actual que sirven de orientación a los técnicos implicados en las distintas fases de redacción de proyectos. Además de experiencias reales, se recopila información sobre la utilidad de accesibles herramientas informáticas (Conefor Sensinode, Corredor Design, Fragstats, Alcor, etc.), que mediante el uso de sistemas de información geográfica permiten evaluar los

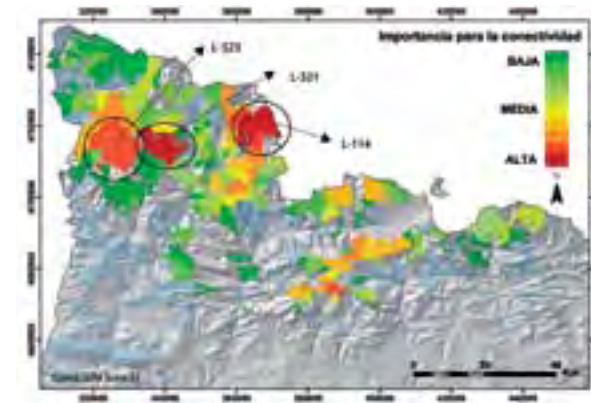


Figura 9. Ejemplo de utilización de Conefor Sensinode para determinar la importancia para la conectividad de los hábitats con presencia de urogallo (*Tetrao urogallus*) en Lérida. Cortesía de Santiago Saura (Pascual y Saura, 2008).

efectos de las infraestructuras sobre aspectos tales como la conectividad, o definir corredores ecológicos, analizar la idoneidad del hábitat, etc.

La consideración de la biodiversidad como variable ambiental abarca muchos más aspectos que exceden a un proyecto de infraestructuras que, por lo general, solo pueden ser atendidos en casos excepcionales, pero, aun así, hay algunas cuestiones básicas que resultan alarmante desatendidas, como, por ejemplo, las medidas que figuran en el RD 289/2003 (BOE nº 58, de 8 de marzo de 2003), referidas a los materiales forestales de reproducción. Si bien en los pliegos de prescripciones técnicas particulares de los proyectos es frecuente que se incluya una serie de requisitos a cumplir por las plantas y semillas a emplear en las labores de restauración, en general referidas a su presentación, aspecto, ausencia de heridas, etc., no es frecuente que se repare en sus características fenotípicas y genéticas, aunque esto último puede tener profundas implicaciones en el éxito de los proyectos de restauración y, sobre todo, en cómo estos influyen en los ecosistemas aledaños (véase Capítulo 6). El caso es que este material, ya sea en forma de plantas o partes de las mismas, cuando se destinan a fines distintos de la silvicultura, basta con que porten una etiqueta o documento en el que figure la indicación 'no destinado a usos forestales' para evitar que le sea de aplicación la citada normativa.

4. Incendios forestales

Una buena parte de las formaciones vegetales mediterráneas deben su configuración al papel del fuego

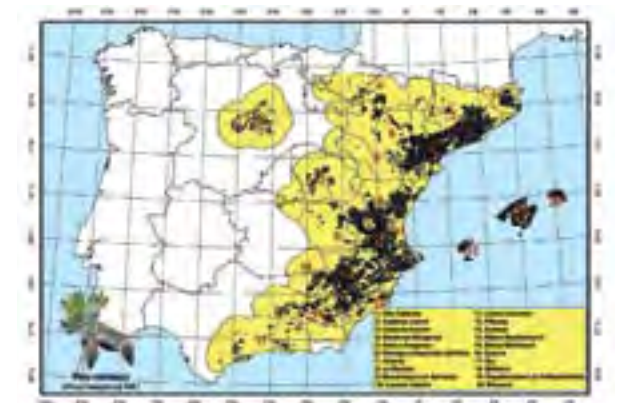


Figura 10. Mapa de las regiones de procedencia de pino carrasco (*Pinus halepensis*). Modificado de BOE 2009.

(Pausas y Verdú, 2005, 2008; Verdú y Pausas, 2007), sin embargo, su recurrencia y el origen antrópico de la mayoría de ellas obliga a distintas administraciones a que se establezcan medidas que condicionan, *sine die* y en el espacio, el manejo de la vegetación en el entorno de las carreteras. Las comunidades autónomas tienen transferidas desde la década de los ochenta las competencias de los planes de prevención y extinción de incendios, mientras que las Administración General del Estado conserva las labores de refuerzo de medios según la Ley 43/2003, de Montes (BOE nº 280, de 22 de noviembre de 2003), y su posterior modificación por la Ley 10/2006 (BOE nº 102, de 29 de abril de 2006). Además, la prevención y seguridad en materia de incendios son muy heterogéneas desde el punto de vista competencial, en el sentido de que se insertan de forma transversal, en mayor o menor medida, en varios ámbitos; protección civil, medio ambiente, urbanismo, industria, etc.

A modo de ejemplo, el Decreto 130/1998 (DOGC nº 2656, de 9 de junio de 1998), de prevención de incendios forestales en las áreas de influencia de las carreteras en Cataluña, en cuyo preámbulo se identifica a las vías de comunicación próximas a zonas forestales como uno de los lugares de inicio de muchos incendios forestales. Con motivo de la prevención para la defensa contra los incendios forestales, nos encontramos con una normativa específica que desarrolla el tratamiento de la vegetación en las áreas colindantes con las vías de comunicación para reducir la posibilidad de inicio de fuegos desde estas zonas, para lo que se propone reducir la carga de combustible. Entendiéndose por áreas de influencia una franja de 500 m que rodea las carreteras, las autovías y las autopistas

de Cataluña, sea cual sea su titularidad, que transcurran por terrenos que son forestales incluidos en los términos municipales declarados de alto riesgo de incendio forestal por el Decreto 64/1995 (DOGC nº 2022, de 10 de marzo de 1995), si bien la norma también diferencia los trabajos a realizar según la importancia de la vía de comunicación y el área que atravesase. La citada normativa marca dos tipos de actuaciones a realizar alrededor de

las carreteras: disminución de la carga de combustible y acciones sobre la vegetación más pirófila. Los organismos responsables de las carreteras o las empresas concesionarias de vías o de elementos funcionales de la carretera quedan obligados a mantener unas zonas de seguridad y de protección en las condiciones determinadas en este Decreto, en los terrenos que sean de dominio público o propiedad de la Administración.

Cuadro 3.

A los efectos del Decreto 130/1998 de la Generalitat de Catalunya, se entiende por:

a) Zona de seguridad:

Franja de terreno libre de vegetación arbustiva, herbácea seca y de restos vegetales muertos. En cuanto a la vegetación arbórea, no podrá suponer la continuidad entre las copas de ambos lados de la vía, como tampoco la de la masa forestal colindante a cada lado. La zona de seguridad se define de 1 m de anchura a partir del extremo exterior de la calzada. En el caso de existir arcones pavimentados, la zona de seguridad de 1 m será considerada a partir de la arista del pavimento. La anchura de la zona de seguridad podrá ser ampliada, excepcionalmente, en aquellos tramos de máximo riesgo de incendios forestales, la cual deberá ser especificada y justificada por la Dirección General del Medio Natural, previo informe del organismo responsable de la vía. Esta anchura deberá definirse antes del 31 de diciembre de cada año, para poder incorporarla a las previsiones de conservación.

b) Zona de protección:

Franja de una anchura mínima de 3 m en autovías y autopistas (anchura mínima de 2 m en el resto de carreteras) formada por una masa arbolada y/o arbustiva clareada, que evite la continuidad vertical y horizontal entre los estratos arbustivo y arbóreo. El recubrimiento de la masa arbórea deberá ser inferior al 75% del total. En todos los casos, esta distancia se contará a partir de la línea externa de la zona de seguridad definida anteriormente.

Llegados a este punto, conviene introducir alguna duda sobre el papel de las infraestructuras de transporte en el origen de los incendios forestales, diferenciando a su vez entre carreteras e infraestructuras ferroviarias. Mientras que el tránsito de trenes sobre las vías de ferrocarril puede originar chispas que son causa documentada de numerosos incendios en el entorno de las líneas del tren, el papel de las carreteras como causa accidental de incendios puede resultar más discutible. Cabe recordar que el hecho de arrojar colillas desde la ventanilla de un vehículo es un acto punible, achacable al comportamiento incívico de

un usuario, que además se sanciona por la legislación vigente y debe perseguirse antes que limitar el desarrollo de la vegetación que rodea a las vías donde se den estos comportamientos irresponsables. Por otro lado, algunas instituciones, por ejemplo WWF/Adena (2006), hace tiempo que advierten sobre la necesidad de revisar la actual clasificación de causas de incendios forestales, para reflejar mejor la realidad del problema. De hecho, Álamo (2007) cita a los incendios forestales como ejemplo evidente donde la prevención no debería descuidar las causas y motivaciones de no pocos incendios provocados.



Figura 11. En la imagen de la izquierda, Monfragüe (Cáceres), el estado de conservación de algunas señales que no están directamente relacionadas con la seguridad vial puede denotar cierto desinterés sobre los aspectos ambientales (Foto: Carlos Iglesias). En la imagen de la derecha, rodal de vegetación arbórea alóctona (*Pinus* sp.) afectado por un incendio en una margen de la autopista Régis Bittancourt (Brasil), pese a que esta zona es de clima muy húmedo y con una vegetación potencial correspondiente a 'Mata Atlántica', con muy escasos incendios (Foto: Ignacio Mola).

Un caso similar de aplicación de actuaciones preventivas en el entorno de las carreteras es, por ejemplo, el que se recoge en un anuncio de licitación pública de la Dirección General de Carreteras del Estado, para la redacción del proyecto de desbroce y tala de árboles en zona de dominio público y taludes en toda la red de carreteras del Estado en la provincia de Lugo (BOE nº 104, de 30 de abril de 2008), en cumplimiento de la Ley de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia (DOG nº 74, de 9 de abril de 2007). El artículo 21 de esta Ley establece la obligatoriedad de gestionar la biomasa vegetal en los terrenos incluidos en la zona de dominio público de la red de autopistas, autovías y vías rápidas y carreteras.

En todo caso, las citadas comunidades autónomas no son las únicas donde se establecen zonas de influencia forestal de varios centenares de metros, ni donde se obliga a los titulares de las infraestructuras de transporte a actuar sobre la vegetación de su entorno. Por ejemplo, en el caso de Andalucía, cuya Ley 5/1999, de prevención y lucha contra los incendios forestales (BOJA nº 82, 16 de julio de 1999), apenas incluía una breve mención a las vías de comunicación, ha aprovechado su Reglamento de desarrollo para incorporar la obligación de mantener libres de residuos, matorral y vegetación herbácea, durante las épocas de peligro medio y alto (es decir, desde el 1 de mayo hasta el 31 de octubre), tanto la zona de dominio público como la de servidumbre de las carreteras, vías férreas y otras vías de comunicación. Si bien añade que podrían mantenerse formaciones arbóreas y arbustivas en las densidades que, en su caso, se establezcan.

El coste de las anteriores medidas de prevención queda reflejado en el Plan de Autoprotección 2008-2010 de ADIF, que ha supuesto una inversión de más de 900.000 euros en la Comunidad Foral de Navarra, en la prevención de incendios próximos a los 199 km de red convencional en esta comunidad. Este Plan incluye labores desbroce del estrato herbáceo en una franja de 8 m a cada lado de la vía, desbroce del matorral, poda hasta 5 m de altura en los ejemplares arbóreos y eliminación de los restos procedentes de desbroce y corta, además de riegos con herbicida sobre la plataforma ferroviaria mediante trenes herbicidas formados por vagones laboratorio, de preparados químicos, de almacenamiento de productos herbicidas y de almacenamiento de envases vacíos y residuos (ABC 2010).



Figura 12. Siega parcial del talud de una autovía conservando parte del estrato herbáceo y un ejemplar arbóreo sin podar (Foto: Javier Martínez de Castilla; FERROVIAL-AGROMÁN).

Retomando el grado de influencia que las normas de prevención de incendios forestales pueden tener a la hora de diseñar la restauración de las infraestructuras de transporte, el Decreto 130/1998 de la Generalitat de Catalunya, prevé que se incluyan como factores a tener en cuenta en la EIA de las nuevas infraestructuras: mapas de combustibilidad, continuidad de la masa forestal, grados de inflamabilidad de la vegetación y análisis de los incendios producidos en las zonas que atraviesa la nueva vía de comunicación. Por otro lado, para la restauración de taludes se obliga a seleccionar especies de baja inflamabilidad que dificulten el inicio y la propagación del fuego (condición que no es extraño encontrar en las declaraciones de impacto ambiental de infraestructuras localizadas también en otras regiones). Algunos criterios que se establecen por Decreto para la selección de especies son los siguientes:

- a) Evitar las especies que contengan aceites esenciales y otros compuestos orgánicos volátiles y altamente inflamables.
- b) Priorizar las especies que mantienen las hojas verdes y un alto contenido hídrico en los tejidos durante el verano, las que presentan una menor relación superficie/volumen (plantas de estructura compacta) y las que generan pocos restos finos.
- c) Favorecer las especies, cuyas hojas y los restos se descomponen con más rapidez.
- d) Favorecer las especies de madera densa y alta capacidad calórica, que necesitan absorber una gran cantidad de calor antes de encenderse.

Finalmente, en el ámbito de Cataluña, cabe destacar la obligación de la Dirección General del Medio Natural de elaborar un informe anual con relación a los incendios originados en las zonas de seguridad y de protección de las carreteras, de forma que se pueda tener un conocimiento preciso de los tramos de carretera donde se han producido estos incendios y de sus causas, que deberá poner en conocimiento de los organismos responsables y de las entidades municipales.

5. Sanidad vegetal

Otro aspecto de importancia a la hora de seleccionar especies y durante las posteriores labores de mantenimiento tiene que ver con la materia fitosanitaria, puesto que los planes de lucha y prevención contra determinadas plagas y enfermedades de algunas especies vegetales pueden repercutir sobremedida en las especies implantadas en taludes y otras zonas restauradas

de las infraestructuras de transporte. El ejemplo por antonomasia en esta materia lo trae la enfermedad del fuego bacteriano, una grave enfermedad de los vegetales causada por la bacteria *Erwinia amylovora*. La primera referencia legal sobre el fuego bacteriano es el RD 1201/1999 (BOE nº 184, de 3 de agosto de 1999), por el que se establece el programa nacional de erradicación y control del fuego bacteriano de las rosáceas (modificado posteriormente por el RD 1512/2005 y más recientemente por el RD 246/2010). España está considerada en el ámbito territorial de la Unión Europea como ‘zona protegida’ frente a la bacteria que causa la enfermedad, de manera que no se considera establecida en el territorio nacional. Aunque es frecuente la detección de focos en distintos ámbitos de nuestra geografía, el RD 246/2010 (BOE nº 73, de 29 de marzo de 2010) ha suprimido el Anexo I del RD 1201/1999, donde se declaraban la provincia de Guipúzcoa y el centro y norte de Navarra como zonas donde la enfermedad sí se consideraba establecida. Esta enfermedad afecta fundamentalmente a plantas de la familia de las rosáceas, ocasionando importantes pérdidas económicas por daños directos en explotaciones de frutales de pepita en general y de manzano y peral en particular, así como en el sector de plantas ornamentales pertenecientes a dicha familia. El programa y sus medidas son de aplicación en todo el territorio nacional, excepto en las zonas no protegidas que se determinen, para las cuales serían de aplicación las disposiciones establecidas en su artículo 9. Además, conviene resaltar que las medidas adoptadas se declaran de utilidad pública de acuerdo con la Ley 43/2002, de sanidad vegetal (BOE nº 279, de 21 de noviembre de 2002).

Entre las medidas preventivas, se prevé la realización de estudios sistemáticos por parte de las comunidades autónomas. Si como consecuencia del resultado de las prospecciones, o de la comunicación a la que quedan obligados particulares y entes públicos en el artículo 3, se confirmara la presencia de un foco inicial de fuego bacteriano, además de tenerse que declarar contaminada la zona de afección, la comunidad autónoma establecerá una zona de seguridad alrededor del foco detectado, que quedará delimitada en función de los conocimientos sobre la epidemiología de la enfermedad y de los métodos de profilaxis específicos, pero que en principio cubrirá una extensión mínima de un área circular de 1 km de radio. Entre las medidas a adoptar en esa zona de seguridad se encuentra la prohibición de plantación o replantación de vegetales hospedantes a la enfermedad, sin la expresa autorización de la comunidad autónoma, mientras se mantenga vigente la zona de seguridad. Entre los requisitos especiales para la introducción y desplazamiento de vegetales y productos vegetales

hospedantes de *Erwinia amylovora*, en y por una zona protegida, contra dicho organismo nocivo es preceptivo el pasaporte fitosanitario de acompañamiento (modalidad zona protegida) tanto para el material originario de la zona protegida como para el introducido desde una zona no protegida. La enfermedad del fuego bacteriano genera repetitivos episodios de alarma en ámbitos reducidos que, finalmente, se traducen a nivel autonómico en una mayor presión normativa sobre el empleo ornamental de algunas especies vegetales de lo que, en un principio, se deduce de las medidas preventivas de la Legislación básica. Por todo ello, según las circunstancias, no resulta extraño encontrar recomendaciones en algunos planes autonómicos para que las consejerías competentes adopten medidas encaminadas a retirar determinadas especies ornamentales de los márgenes de las carreteras de su titularidad.

En este sentido, en el ámbito de La Rioja, el Decreto 105/2003 (BOR nº 112, de 9 de septiembre de 2003), prohibía por un período de 5 años la plantación de ornamentales hospedantes de los géneros *Chaenomeles*, *Crataegus*, *Eriobotrya*, *Malus*, *Mespilus*, *Photinia*, *Pyracantha*, *Pyrus*, *Sorbus* y *Stranvaesia* en aceras, medianas y zonas ajardinadas de carreteras, autopistas y jardines públicos de toda la Comunidad Autónoma de La Rioja en el marco de la lucha contra el fuego bacteriano. Posteriormente, la Orden 11/2009, de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (BOR nº 27, de 27 de febrero de 2009), ha extendido a las vías o jardines públicos o privados la prohibición de plantar algunas especies ornamentales en el mencionado marco de la lucha contra el fuego bacteriano dentro del territorio de La Rioja. En definitiva, el proyectista se encuentra una vez más con restricciones legales para la selección de especies y, aunque quizás no fueran las más habituales para restauraciones en tramos interurbanos, no debe omitirse el hecho de que la coincidencia de varias normas en este sentido puede originar situaciones contradictorias con las restauraciones propuestas durante la tramitación ambiental de este tipo de proyectos.

6. Trasplantes

Una tendencia de especial importancia por su cuestionable eficacia, y el consumo de recursos económicos que representa cuando no responde a la singularidad de algún ejemplar que lo justifique, es el trasplante indiscriminado de árboles con motivo de la construcción de una infraestructura de transporte. No son extrañas las situaciones en las que, debido al exceso de celo en la interpretación de una DIA, el

criterio predominante de una supervisión anónima o sencillamente con motivo del nombre con que se designe una autopista, los redactores de proyectos se ven obligados a incluir el trasplante indiscriminado de pies arbóreos, a veces de especies o ejemplares de dudoso interés. El trasplante de arbolado constituye una de las labores de arboricultura de mayor cuantía económica y, a fecha de hoy, es difícil su integración en los tiempos reales de la obra civil. Pese a ello, no son pocas las recomendaciones por medio de instrucciones, guías o incluso normativa oficial en las que se contempla el trasplante de arbolado como medida de aplicación general a incorporar en proyectos de infraestructuras de transporte.



Figura 13. Trasplante de un cedro de grandes dimensiones en un entorno urbano.

Aunque son escasos los informes en los que se ofrezcan datos del seguimiento de esta medida en el ámbito de las infraestructuras de transporte, los que logran alguna difusión, como Mendiburu y Septién (2007) y Velasco *et al.* (2008), parecen evidenciar que se trata de uno de los más claros ejemplos de afección que debería motivar una modificación de trazado en fase de estudio informativo, si es que la existencia de algún árbol o arboleda singular mereciese tal consideración, antes que contemplar trasplantes indiscriminados en fase de proyecto de construcción.

La construcción de infraestructuras de transporte implica ocupar parte del territorio atravesado e inevitablemente afecta de forma directa a la vegetación que pudiera existir. Si las afecciones previstas no fueran asumibles, el procedimiento de EIA no debería resolverse con una DIA positiva a cambio de proponer la realización del trasplante masivo de los árboles afectados. Entre otros

motivos, porque si no hay correspondencia entre el coste de una medida correctora y su probabilidad de éxito, se daña directamente a la credibilidad del propio procedimiento y de las medidas de restauración. En otras ocasiones se propone su compensación mediante la plantación de nuevas unidades de vegetación, que sustituyan a los pies afectados por la obra. En todo caso, se constata una tendencia creciente que obliga a incorporar en los proyectos este tipo de medidas. Probablemente sean recomendaciones inspiradas, en algunos casos, en la existencia de normas referidas a la protección del arbolado urbano, como, por ejemplo, la Ley 8/2005, de 26 de diciembre, de Protección y Fomento del Arbolado Urbano de la Comunidad de Madrid (BOCM nº 312, de 31 de diciembre de 2005). Esta Ley prohíbe la tala de todos los ejemplares arbóreos, de cualquier especie, con más de 10 años de antigüedad o 20 cm de diámetro de tronco al nivel del suelo que se ubiquen en

IV. CONCLUSIONES

Algunas normas sectoriales, como el Reglamento General de Carreteras (RD 1812/1994), contemplan la necesidad de revisar periódicamente, para su actualización permanente, las normas e instrucciones técnicas a las que deban sujetarse los trabajos y obras de construcción de estas infraestructuras. Este libro en su conjunto podría funcionar como revulsivo para esta renovación, pues se identifican problemas técnicos, vacíos y contradicciones legales, y se aportan bases científicas en el ámbito de la restauración ecológica de estas infraestructuras.

La confección de instrucciones de carácter ambiental y de obligado cumplimiento en la fase de redacción de proyectos, actualizadas periódicamente, permite incorporar criterios básicos adecuados a la realidad de los proyectos de infraestructuras de transporte. En el sector ferroviario, por ejemplo, la redacción de los proyectos de líneas de alta velocidad se rige por las IGP de ADIF (y el equivalente manual para la redacción de proyectos de la DG de Infraestructuras Ferroviarias del Ministerio de Fomento), cuyo Capítulo 6 está reservado al Medio Ambiente.

suelo urbano y se vean afectados por obras de reparación o reforma de cualquier clase, o por la construcción de infraestructuras, debiéndose proceder a su trasplante. Aunque si por razones técnicas dicho trasplante no fuera posible, se podría autorizar la tala del ejemplar afectado mediante decreto del alcalde singularizado para cada ejemplar, previo expediente en el que se acredite la inviabilidad de cualquier otra alternativa. Además, en aquellos casos en los que la tala sea la única alternativa viable, se exigirá, en la forma en que se establezca, la plantación de un ejemplar adulto de la misma especie por cada año de edad del árbol eliminado. Es importante tener en cuenta el papel y las características de manejo de la vegetación arbórea en diferentes medios, debiéndose reflexionar sobre la extrapolación de estas normas o recomendaciones, concebidas para las zonas verdes del medio urbano, al caso de las infraestructuras de transporte en el medio natural.

La aplicación estricta de algunas normas ambientales crea un escenario muy complejo para el diseño de restauraciones viables que requiere ser debatido en profundidad. Por ejemplo, no se pueden seleccionar especies sin aceites o resinas y con contenidos hídricos elevados durante el verano, simplemente por las características ecofisiológicas de la mayor parte de especies presentes en la Península. Por otro lado, los protocolos de prevención contra incendios arruinan los trabajos de restauración poco tiempo después de su realización.

Una evidencia en línea con el capítulo precedente sobre las implicaciones de las autorizaciones ambientales en relación con la redacción de los proyectos es que, entre el condicionamiento de la DIA y el contenido del proyecto, existe una desvinculación del órgano ambiental que termina devaluando el objeto o la interpretación de los condicionados de muchas declaraciones. Hay que tener en cuenta que la DIA es la verdadera desencadenante de todo lo relacionado con la restauración de infraestructuras de transporte que estamos hablando sobre restauración ecológica.

V. BIBLIOGRAFÍA

ABC. 2010. <http://www.abc.es/agencias/noticia.asp?noticia=573662>.

Álamo, C. del y A. Sánchez Gascón. 2007. Los Incendios Forestales en la Comunidad de Madrid. Causas, efectos, prevención, sanción... Fundación para la Investigación y el Desarrollo Ambiental (FIDA) y Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Madrid.

BOC. 2004. Decreto 61/2004, de 17 de junio, sobre carreteras de especial protección por atravesar Espacios Naturales Protegidos de Cantabria. Consejo de Gobierno. Boletín Oficial de Cantabria nº 123, del jueves 24 de junio de 2004: 6.758-6.761. <http://boc.cantabria.es/boces/verAnuncioAction.do?idAnuBlob=67851>.

BOCM. 1991. Ley 3/1991, de 7 de marzo, de carreteras de la Comunidad de Madrid. Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid de 21 de marzo de 1991.

BOCM. 2005. Ley 8/2005, de 26 de diciembre, de Protección y Fomento del Arbolado Urbano de la Comunidad de Madrid. Presidencia de la Comunidad. Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid nº 312, del sábado 31 de diciembre de 2005: 6-9. http://www.madrid.org/cs/Satellite?blobcol=urldata&blobheader=application%2Fpdf&blobheadervalue1=Content-Disposition&blobheadervalue1=filename%3DCM_LEY_8_2005.pdf&blobkey=id&blobtable=MungoBlobs&blobwhere=1220580595573&ssbinarv=true.

BOE. 1963. Orden Ministerial de 21 de marzo de 1963, por la que se aprueba la Instrucción de la Dirección General de Carreteras 7.1. I.C. sobre 'Plantaciones en las zonas de servidumbre de las carreteras'. Ministerio de Obras Públicas. Boletín Oficial del Estado nº 84, del lunes 8 de abril de 1963: 5.908-5.909. <http://www.cetop.es/assets/NormativaProfes/plantaciones/O-21-03-63Plantaciones.pdf>.

BOE. 1986. Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental. Boletín Oficial del Estado nº 155, del lunes 30 de junio de 1986: 23.733-23.735. <http://www.boe.es/boe/dias/1986/06/30/pdfs/A23733-23735.pdf>.

BOE. 1988. Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de Real Decreto Legislativo 1302/1986,

de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. Boletín Oficial del Estado nº 239, del miércoles 5 de octubre de 1988: 28.911-28.916. <http://www.boe.es/boe/dias/1988/10/05/pdfs/A28911-28916.pdf>.

BOE. 1988. Ley 25/1988, de 29 de julio, de Carreteras. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 182, del sábado 30 de julio de 1988: 23514-23524. <http://www.boe.es/boe/dias/1988/07/30/pdfs/A23514-23524.pdf>.

BOE. 1990. Ley 5/1990, de 24 de mayo, de Carreteras de la Comunidad Autónoma de las Islas Baleares. BOE nº 184, del jueves 2 de agosto de 1990: 22.613-22.619. <http://www.boe.es/boe/dias/1990/08/02/pdfs/A22613-22619.pdf>.

BOE. 1994. Real Decreto 1812/1994, de 2 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento General de Carreteras. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado nº 228 de 23 de septiembre de 1994: 29.237-29.262. <http://www.boe.es/boe/dias/1994/09/23/pdfs/A29237-29262.pdf>.

BOE. 1997. la Ley 5/1996, de 17 de diciembre, de Carreteras de Cantabria. Comunidad Autónoma de Cantabria. Boletín Oficial del Estado nº 51 del viernes 28 de febrero de 1997: 6.778-6.787. <http://www.boe.es/boe/dias/1997/02/28/pdfs/A06778-06787.pdf>.

BOE. 1999. Real Decreto 1201/1999, de 9 de julio, por el que se establece el programa nacional de erradicación y control del fuego bacteriano de las rosáceas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Boletín Oficial del Estado nº 183, del martes 3 de agosto de 1999: 28.784-28.788. <http://www.boe.es/boe/dias/1999/08/03/pdfs/A28784-28788.pdf>.

BOE. 2002. Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de sanidad vegetal. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 279, del jueves 21 de noviembre de 2002: 40.970-40.988. <http://www.boe.es/boe/dias/2002/11/21/pdfs/A40970-40988.pdf>.

BOE. 2003. Real Decreto 289/2003, de 7 de marzo, sobre comercialización de los materiales forestales de reproducción. Ministerio de la Presidencia. Boletín Oficial del Estado nº 58 del sábado 8 de marzo de 2003: 9.262-9.299. <http://www.boe.es/boe/dias/2003/03/08/pdfs/A09262-09299.pdf>.

BOE. 2003. Ley 33/2003, del Patrimonio de las Administraciones Públicas. Boletín Oficial del Estado nº 264, del martes 4 de noviembre de 2003: 38.924-38.967. <http://www.boe.es/boe/dias/2003/11/04/pdfs/A38924-38967.pdf>.

BOE. 2003. Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 280 del sábado 22 de noviembre de 2003: 41.422-41.442. <http://www.boe.es/boe/dias/2003/11/22/pdfs/A41422-41442.pdf>.

BOE. 2004. Real Decreto 2387/2004, de 30 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento del Sector Ferroviario. Ministerio de Fomento. Boletín Oficial del Estado nº 315, del viernes 31 de diciembre de 2004: 42.719-42.763. <http://www.boe.es/boe/dias/2004/12/31/pdfs/A42719-42763.pdf>.

BOE. 2005. Real Decreto 1512/2005, de 22 de diciembre, por el que se modifica el Real Decreto 1201/1999, de 9 de julio, por el que se establece el programa nacional de erradicación y control del fuego bacteriano de las rosáceas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Boletín Oficial del Estado nº 312, del viernes 30 de diciembre de 2005: 43.140-43.141. <http://www.boe.es/boe/dias/2005/12/30/pdfs/A43140-43141.pdf>.

BOE. 2006. Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 102 del sábado 29 de abril de 2006: 16820-16830. <http://www.boe.es/boe/dias/2006/04/29/pdfs/A16820-16830.pdf>.

BOE. 2006. Ley 10/2006, de 28 de abril, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 102 del sábado 29 de abril de 2006: 16.830-16.839. <http://www.boe.es/boe/dias/2006/04/29/pdfs/A16830-16839.pdf>.

BOE. 2007. Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. Boletín Oficial del Estado nº 255, del miércoles 24 octubre 2007:43.229-43.250. <http://www.boe.es/boe/dias/2007/10/24/pdfs/A43229-43250.pdf>.

BOE. 2007. Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 299, del viernes 14 diciembre 2007:51.275-51.327. <http://www.boe.es/boe/dias/2007/12/14/pdfs/A51275-51327.pdf>.

BOE. 2008. Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos. Boletín Oficial del Estado nº 23, del sábado 26 enero 2008: 4.986-5.000. <http://www.boe.es/boe/dias/2008/01/26/pdfs/A04986-05000.pdf>.

BOE. 2008. Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. Boletín Oficial del Estado nº 308, del martes 23 de diciembre de 2008: 51.626-51.646. <http://www.boe.es/boe/dias/2008/12/23/pdfs/A51626-51646.pdf>.

BOE. 2009. Resolución de 28 de julio de 2009, de la Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos, por la que se autoriza y publica el Catálogo Nacional de las Regiones de Procedencia relativa a diversas especies forestales. Boletín Oficial del Estado nº 224, del miércoles 16 de septiembre de 2009: 77.628-77.660. <http://www.boe.es/boe/dias/2009/09/16/pdfs/BOE-A-2009-14709.pdf>.

BOE. 2010. Real Decreto 246/2010, de 5 de marzo, por el que se modifica el Real Decreto 1201/1999, de 9 de julio, por el que se establece el programa nacional de erradicación y control del fuego bacteriano de las rosáceas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Boletín Oficial del Estado nº 776, del lunes 29 de marzo de 2010: 29.347-29.349. <http://www.boe.es/boe/dias/2010/03/29/pdfs/BOE-A-2010-5103.pdf>.

BOE 2010. Ley 6/2010, de 24 de marzo, de modificación del texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero. Boletín Oficial del Estado nº 73, del jueves 25 de marzo de 2010: 28.590-28.597. <http://www.boe.es/boe/dias/2010/03/25/pdfs/BOE-A-2010-4908.pdf>.

BOG. 2006. Decreto Foral Normativo 1/2006, por el que se aprueba el texto refundido de la norma foral de carreteras y caminos de Gipuzkoa. Diputación Foral del Gipuzkoa. Boletín Oficial de Gipuzkoa nº 117, de 21 de junio de 2006: 14.581-14.630. <http://www.gipuzkoa.net/castell/bog/2006/06/21/boo60621.pdf>.

BOJA. 1999. Ley 5/1999, de 29 de junio, de prevención y lucha contra los incendios forestales. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía nº 82, de 16 de julio de 1999. <http://www.juntadeandalucia.es/baja/boletines/1999/5/d/updf/d1.pdf>.

BOJA. 2001. Ley 8/2001 de Carreteras de Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía nº 85, del jueves 26 de julio de 2001: 12.799-12.820. <http://www.juntadeandalucia.es/boja/boletines/2001/85/d/updf/d1.pdf>.

BOR. 2003. Decreto 105/2003, de 5 de septiembre, por el que se prohíbe la plantación de algunas especies ornamentales en el territorio de la Comunidad Autónoma de La Rioja en el marco de la lucha contra el fuego bacteriano (*Erwinia Amylovora*). Consejería de Agricultura y Desarrollo Económico. Boletín Oficial de La Rioja nº 112, del martes 9 de Septiembre de 2003: 4.391.

BOR. 2009. Orden 11/2009, de 20 de febrero, de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, por la que se prohíbe la plantación de algunas especies ornamentales en el territorio de la Comunidad Autónoma de La Rioja en el marco de la lucha contra el fuego bacteriano (*Erwinia amylovora*). Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. Boletín Oficial de La Rioja nº 27, del viernes 27 de febrero de 2009: 2.545.

BORM. 2008. Ley 2/2008, de 21 de abril, de Carreteras de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Boletín Oficial de la Región de Murcia nº 111, del miércoles 14 de mayo de 2008: 15.085-15.108. [http://www.croem.es/web/croemwebambiente.nsf/ca9fbec891192b50c1256bd7004f727c/2d2962c036d7d511c12574490036f4e3/\\$FILE/Ley%20carreteras%20Murcia.pdf](http://www.croem.es/web/croemwebambiente.nsf/ca9fbec891192b50c1256bd7004f727c/2d2962c036d7d511c12574490036f4e3/$FILE/Ley%20carreteras%20Murcia.pdf).

Castellana Ribas, J. y M.A. Ángel Riaza Luján. 2010. Integración y Restauración Paisajística en Estaciones de Esquí. En Iglesias Merchán, C. et al. 2010. Estudios de Paisaje: Ámbitos de Estudio y Aplicaciones Prácticas. ECOPÁS (Ed.). Madrid. 147 pp. http://www.ecopas.es/Descargas/2010_libro_ecopas.pdf.

CE. 1978. Constitución Española. <http://www.boe.es/aeboe/consultas/enlaces/documentos/Constitucion-CASTELLANO.pdf>.

CEPT. 2009. Carreteras Paisajísticas: estudio para su catalogación en Andalucía. Centro de Estudios Paisaje y Territorio. Consejería de Obras Públicas y Transportes y Universidades Públicas de Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla. 424 pp.

DO. 1979. Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres. DO L 103 de 25.4.1979, p. 1/18. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:ES:HTML>.

DO. 1985. Directiva 85/337/CEE del Consejo, de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente DO L 175 de 5.7.1985, p. 40/48. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31985L0337:ES:HTML>.

DO. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres. DO L 206 de 22.7.1992, p. 7/50 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:ES:HTML>.

DO. 1997. Directiva 97/11/CE del Consejo, de 3 de marzo de 1997, por la que se modifica la Directiva 85/337/CEE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. DO L 73 de 14.3.1997, p. 5/15 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31997L0011:ES:HTML>.

DO. 2003. Directiva 2003/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 26 de mayo de 2003, por la que se establecen medidas para la participación del público en la elaboración de determinados planes y programas relacionados con el medio ambiente y por la que se modifican, en lo que se refiere a la participación del público y el acceso a la justicia, las Directivas 85/337/CEE y 96/61/CE del Consejo - Declaración de la Comisión DO L 156 de 25.6.2003, p. 17/25. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:156:0017:0024:ES:PDF>.

DOG. 2007. Ley 3/2007, de 9 de abril, de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia. Diario Oficial de Galicia de 17 de abril de 2007, http://www.xunta.es/doc/dog_2007.nsf/ficha-contenido/D58A?OpenDocument.

DOGC. 1983. Ley 2/1983, de 9 de marzo, de alta montaña. Presidència de la Generalitat. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya nº 312, del 16 de marzo de 1983: 615-617. <http://www.boe.es/ccaa/dogc/1983/312/fo0615-00617.pdf>.

DOGC. 1995. Decret 64/1995, de 7 de març, pel qual s'estableixen mesures de prevenció d'incendis forestals. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya nº 2022, de 10 de marzo de 1995: 1.805-1.811. http://mediambient.gencat.net/images/43_2456.pdf.

DOGC. 1998. Decret 130/1998, de 12 de maig, pel qual s'estableixen mesures de prevenció d'incendis forestals en les àrees. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya nº 2656 de 9 de junio de 1998: 7.026-7.028. http://mediambient.gencat.net/Imagess/esp/103_2460.pdf.

Forman, R.T.T. y L.E. Alexander. 1998. Roads and their mayor ecological effects. Annual Review in Ecology and Systematics 29: 207-231.

Iglesias Merchán C. y P. Herrera Calvo. 2008. Ecología de Infraestructuras: La Experiencia de un Reto Multidisciplinar como Base para una Planificación Sostenible. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. Madrid, 1 al 5 de diciembre de 2008. 32 pp. http://www.conama9.org/conama9/download/files/CTs/2604_Clglesias.pdf.

JAOP/GIASA. 2006. Recomendaciones técnicas para el diseño y ejecución de sistemas viarios en medios sensibles. Gestión de Infraestructuras de Andalucía. Consejería de Obras Públicas. Junta de Andalucía. Sevilla. 73 pp. http://www.giasa.com/inetfiles/publicaciones_giasa/monograficas/2006_Libro_Recomendaciones_tecnicas_para_el_diseño_y_ejecucion_de_sistemas_viarios_en_medios_sensibles/Recomendaciones_construccion_viarios_completo.pdf.

MARM. 2008. Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 2. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 138 pp. Madrid. http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/desarrollo_rural_paisaje/fragmentacion_rural/pdf/Efecto_barrera_infraestructuras_transporte.pdf.

MARM. 2010. Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 3. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 145 pp. Madrid. <http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/>

[desarrollo_rural_paisaje/fragmentacion_rural/pdf/pl-anificacion_trazado.pdf](http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/desarrollo_rural_paisaje/fragmentacion_rural/pdf/pl-anificacion_trazado.pdf).

Mendiburu-Eliçabe, L., y A. Septién Arceredillo. 2007. Informe sobre el estado de los árboles trasplantados en el desdoblamiento de la Carretera M-501, en el tramo: M-522 (Quijorna) a Navas del Rey. http://www.solienses.com/bitacora/informe_trasplante_encinas.pdf.

MMA. 2006. Prescripciones Técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, nº 1. O. A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 108 pp. http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/desarrollo_rural_paisaje/fragmentacion_rural/pdf/prescripciones_pasos_vallados.pdf.

Pascual, L., y S. Saura. 2008. Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional: propuesta metodológica y nueva herramienta de decisión. Montes, Revista de Ámbito Forestal 94: 31-37. <http://www.revistamontes.net/descargalibre.aspx?id=13315>.

Pausas, J.G., y M. Verdú. 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: A phylogenetic approach. Oikos 109: 196-202.

Pausas, J.G., y M. Verdú. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. Ecology 89: 2181-2186.

Velasco Ortega, J.A.; J.J. Rosado López, y M. Arroyo Gutiérrez. 2008. Estudio de condicionantes en la ejecución de trasplantes de arbolado adulto en obra. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. Madrid, 1 al 5 de diciembre de 2008. 16 pp. http://www.conama9.org/conama9/download/files/CTs/2762_JVelasco.pdf.

Verdú, M., y J.G. Pausas. 2007. Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. Journal of Ecology 95: 1316-323.

WWF/ADENA. 2006. Grandes Incendios Forestales. Causas y efectos de una ineficaz gestión del territorio. WWF/Adena. Madrid. http://assets.wwf.es/panda.org/downloads/informe_incendios_o6.pdf.

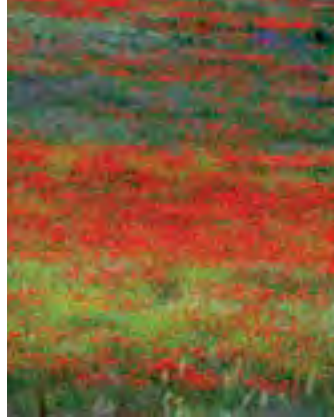


11

Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: perspectivas y recomendaciones

Luis Balaguer, Fernando Valladares, Adrián Escudero, Ignacio Mola y Valentín Alfaya





CAPÍTULO 11

Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: perspectivas y recomendaciones

Luis Balaguer, Fernando Valladares, Adrián Escudero, Ignacio Mola y Valentín Alfaya

En el futuro, la integración ambiental de las carreteras y vías férreas será parte del diseño de la infraestructura desde el inicio de la redacción del proyecto constructivo. El diseño de la infraestructura contemplará los condicionantes ambientales del territorio que atraviesa. El trazado de la vía se establecerá en función de la huella energética y de las emisiones del tráfico rodado. No serán necesarias las medidas correctoras, dado que la configuración final de la vía estará integrada en los procesos ecológicos locales. No se hablará de impactos, sino de reconfiguración del entorno. Los taludes no serán planos inclinados, sino que el plano de la rasante estará circundado por relieves semejantes a los predominantes en el paisaje regional. El efecto barrera de la vía será utilizado para bloquear flujos no deseados, tanto hídricos o de sedimentos, como de organismos. Las vías no solo canalizarán el movimiento de pasajeros y mercancías, sino que también habilitarán corredores ecológicos para la migración de polinizadores, especies vulnerables, o para la conexión de poblaciones de organismos. La carretera y la vía del tren serán elementos de interés también para la construcción del paisaje desde una perspectiva ecológica. La propia construcción de la vía seguirá un procedimiento diferente. Actualmente, se redactan proyectos cerrados que son replanteados a partir de la realidad en obra y corregidos mediante los frecuentes modificados. En el futuro, el proceso constructivo responderá a una estrategia adaptativa, en la que el responsable en obra adecuará las propuestas en función de la realidad que encuentra a medida que avanza la construcción.

Estos avances sucederán, y de alguna forma ya están sucediendo, impulsados por dos factores. El primero, y el más eficaz de los motores de cambio, será una nueva sensibilidad de los agentes sociales. Se generará una demanda que vinculará la exigencia ambiental con la calidad de vida de los ciudadanos. El concepto mismo de calidad de vida evolucionará, y si, por ejemplo, ahora se identifica con calidad de vida la velocidad, seguridad y el confort en el tránsito por la vía, en el futuro, estas exigencias parecerán evidentes y triviales y se ambicionará circular a través de un paisaje funcional, con valores educativos y patrimoniales. El segundo motor será el avance en el conocimiento científico-técnico. El salto cualitativo vendrá de la mano de la incorporación de la visión desde la ecología, frente a planteamientos anteriores de inspiración marcadamente agronómica u ornamental, con poco contexto biológico. Por ejemplo, frente a siembras y plantaciones prescritas por recetas de aplicación universal, se optará por soluciones locales que interpreten el relieve del espacio afectado y contemplen los movimientos de los organismos en el entorno de la infraestructura. Se empleará maquinaria adaptada a las nuevas exigencias, capaces de construir superficies rugosas y estables frente a acabados lisos artificiales.

Las limitaciones económicas no supondrán un obstáculo, en la medida que se cambiará el modo de realizar el balance. En la actualidad, los costes de construcción pesan de forma diferencial. En el futuro, las administraciones y empresas concesionarias contemplarán también los costes reales y a largo plazo asociados con el mantenimiento de la infraestructura, como es el caso no ya de las siegas de los herbazales en las márgenes de la vía, sino de las penalizaciones por cierre temporal de la infraestructura por problemas técnicos. Incluso, el cambio en la sensibilidad permitirá incorporar costes intangibles, relevantes a escalas temporales mayores.

Algunos de estos avances comienzan a vislumbrarse. La trasposición de algunas directivas europeas a la normativa estatal invita a perfeccionar la integración de la infraestructura en su entorno en lugar de perseguir la depuración de las medidas correctoras.

En la actualidad, el proyecto y el proceso constructivo supeditan las cuestiones ambientales a las exigencias técnicas y económicas. Este planteamiento resulta en impactos hidrológicos, en las comunidades vegetales, en la fauna, en el paisaje, etc., que deben ser paliados mediante medidas correctoras que elevan el coste de la obra. Hoy por hoy, mientras se opera el cambio de paradigma,

las medidas preventivas y correctoras, e incluso en ocasiones las compensatorias, son evidentemente necesarias. Su diseño y ejecución, no obstante, pueden revisarse desde una nueva perspectiva con el fin de mejorar su eficacia, en términos de consecución de objetivos, y eficiencia, en cuanto a la relación costes/beneficios. Las actuales medidas tienen un gran margen de incertidumbre, contrario a la concreción que persiguen los proyectos constructivos y la inversión económica asociada. Es en este contexto donde el presente libro pretende hacer su aportación.

La mayor parte del conocimiento actual sobre el comportamiento ecológico de los espacios afectados por obras civiles se ha obtenido en poco más de una década. Entre las conclusiones relevantes alcanzadas desde esta perspectiva destacan:

- El perfil plano de los taludes es inestable.
- Los desmontes y terraplenes representan dos extremos en un gradiente de estrés-productividad.
- El reclutamiento de plantas en desmontes se produce en pequeñas depresiones y oquedades.
- El contenido en nitrógeno de la tierra vegetal extendida en terraplenes explica el desarrollo de la cobertura vegetal en los primeros años.
- Las comunidades vegetales densas de terraplenes acogen un menor número de especies vegetales que las formaciones abiertas de los desmontes, mostrando que cobertura y diversidad no van con frecuencia de la mano y, por tanto, hay que priorizar o lo uno o lo otro.
- Las hidrosiembras fracasan en desmontes y no son necesarias en condiciones favorables.
- La introducción de especies o ecotipos exóticos en las mezclas de hidrosiembra compromete el establecimiento de las especies nativas.
- La llegada espontánea de semillas es un orden de magnitud mayor que el aporte de una hidrosiembra convencional.
- La gran mayoría de las semillas que alcanzan un talud proceden de fragmentos próximos de vegetación ruderal y arvense.

- La mayor parte de las especies vegetales que habitan en los taludes han sido dispersadas por el viento o la gravedad, con escaso concurso de animales dispersores.
- Las infraestructuras lineales generan una fragmentación de las poblaciones de fauna, que puede atenuarse mediante soluciones técnicas que aumenten la permeabilidad de la vía.

Tanto la aplicación de las medidas correctoras como la investigación desde una perspectiva ecológica siguen, en gran medida, enfocadas en el diseño de soluciones a escala de talud. En cuanto a las primeras, se evalúan y facturan las hidrosiembras por metros cuadrados y se alternan los módulos de plantación a lo largo del talud y las medianas. En cuanto a la investigación, se analizan las limitaciones para el asentamiento de la cubierta vegetal en parcelas circunscritas a los taludes. Así, se ha venido trabajando en los gradientes de disponibilidad de nutrientes o agua en el talud y en la respuesta/tolerancia de los vegetales frente a las condiciones locales. Habitualmente, solo han escalado hasta el nivel de paisaje los estudios sobre movimientos de fauna, y los todavía incipientes estudios sobre dispersión de semillas y polinización. En el futuro, las soluciones técnicas, avaladas por las conclusiones alcanzadas en los trabajos de investigación, se orientarán, sin embargo, hacia la escala del paisaje. Así, el interés de que estén presentes determinadas especies no radicará en que aportan mayor o menor cobertura, sino en su significado a escala de paisaje, quizás como recurso para otros organismos de interés que habiten en los márgenes de la vía, quizás como conector de poblaciones desvinculadas por la distancia, quizás como atractor de especies animales que aportan semillas o propágulos de los que no se venden en los viveros comerciales, o simplemente por constituir el mismo talud un refugio para especies que se han extinguido a escala de paisaje y regional.

La necesidad de que las soluciones técnicas se diseñen a escala de paisaje vendrá impuesta por los nuevos objetivos que se les exigirán a los trabajos de integración ambiental. Estos objetivos no serán otros que la provisión de ciertos servicios ecosistémicos a un amplio espectro de potenciales beneficiarios de la existencia y funcionamiento de la vía. El Millenium Ecosystem Assessment (2005) agrupa estos servicios en cuatro bloques: de regulación, de soporte, de provisión y culturales. Pongamos algunos ejemplos de los servicios ecosistémicos que podría ofrecer una exitosa restauración ecológica de los espacios afectados por una carretera o vía férrea.

En relación con los servicios de regulación, ¿podemos diseñar la integración ambiental de los taludes y otras zonas afectadas o generadas por la obra para que favorezcan la infiltración del agua de lluvia y la recarga de los acuíferos? Una eficaz infiltración reduciría la erosión en manto y la arroyada. Pero, en este contexto de la regulación, la vía podría utilizarse como elemento de ordenación hidrológica del territorio, aumentando la extensión de una cuenca vertiente o, incluso, canalizando la escorrentía desde una cuenca hacia otra.

En relación con los servicios de soporte, la restauración de determinadas comunidades vegetales en los taludes podría estar orientada, por ejemplo, a favorecer la propagación de polinizadores. Estos polinizadores podrían alcanzar así en mayor número los campos de cultivo y aumentar el rendimiento de las cosechas. Las márgenes de las vías podrían reproducir hábitats que funcionaran como refugio para especies de interés como recurso genético. O podrían habilitar los flujos de especies causados por un cambio climático o por la pérdida de su hábitat en origen. Podrían ser corredores ecológicos, con funciones ecológicas, que permitieran movimientos de organismos allí donde están interrumpidos por la transformación del territorio (agricultura, urbanización, etc.).

En relación con los servicios de provisión, la extensa superficie total que representa la suma de los espacios ocupados por taludes de carretera y de vías férreas es en sí misma un recurso. En la actualidad, ese espacio es productivo, pero la producción representa un coste, en lugar de un beneficio. En concreto, el elevadísimo coste de las siegas. Coste elevado en ambientes mediterráneos, que alcanza niveles increíbles bajo climas más favorables para el desarrollo de los vegetales. ¿Podría producirse en las márgenes de las vías algún bien que representara no solo un ingreso para los gestores de la infraestructura, sino un auténtico recurso para la población local? Hoy en día, solo se cultivan los taludes en países en desarrollo, pero algunos países avanzados, como Holanda, permiten el pastoreo de ovejas en los taludes, con lo que evitan las siegas. Las opciones son muchas. ¿Podríamos generar biocombustibles o pacas de paja útiles para la construcción de determinados tipos de edificaciones?

En relación con los servicios culturales, el corte de la superficie terrestre, que con frecuencia conlleva la construcción de la vía, pone al descubierto evidencias de extraordinario valor educativo y científico. Son bien conocidos los enclaves en los que

la excavación de los desmontes dejó al descubierto una conspicua falla como la de El Molar (Madrid), o un singular pliegue como el ‘pliegue Zaleski’ también en El Molar. La construcción de la vía no solo descubre peculiaridades geológicas, sino también restos arqueológicos y paleontológicos. Fue la excavación para la construcción de un tren la que destapó entre Atapuerca e Ibeas de los Juarros (Burgos) el yacimiento más importante de la historia de la humanidad en Europa. Pero además, y con independencia de las sorpresas que encierre la superficie de la tierra, la restauración ecológica de los taludes de infraestructuras lineales podría llegar a ambicionar la recuperación de paisajes. En la actualidad, nuestra silueta de humanos se recorta con frecuencia cotidiana sobre la superficie de taludes yermos o revestidos con cubiertas verdes anodinas. El paisaje que podría recrearse serviría como recurso educativo: eso que ves se parece a una dehesa, o a un hayedo, o son espartales, o sabinars, o cardonales con tabaibas. Nuestro devenir se enmarcaría en la singularidad de nuestro paisaje, lo cual se opone a la extravagancia del gunitado, a la vulgaridad cosmopolita del asfalto, del horizonte enladrillado, o de los espacios periféricos degradados. La creación de estos espacios marginales genera usos marginales, la construcción de paisajes de calidad genera usos de calidad. La recreación de paisajes en el entorno de la vía podría cobrar un valor patrimonial, es decir, de herencia de nuestros ascendientes, y por tanto tener un significado de identidad, es decir, de reconocimiento de los rasgos propios de cada colectividad en interacción secular con su territorio. Circular por una carretera permitiría a los usuarios hacer turismo, no como lo hacen las mercancías, sino percibiendo el mosaico ecológico y cultural de la comarca que atraviesan.

‘Tout ce qu’une personne peut imaginer, un jour quelqu’un le réalisera’ (Todo lo que una persona puede imaginar, un día alguien lo realizará) como dijo el visionario Julio Verne. La cuestión es quién o quiénes serán los que lo realicen, los artífices del cambio de paradigma. ¿A quién corresponde ser proactivo? ¿Quizás a las administraciones como responsables de una gestión ambientalmente sostenible? ¿A las administraciones como cadena de transmisión del cambio en el nivel de exigencia de la sociedad? ¿O serán las empresas movidas por la búsqueda de nuevos mercados y de valores añadidos que les permitan competir con ventaja frente a otras anquilosadas en los planteamientos convencionales?

¿Existe actualmente alguna ingeniería o consultora capaz de redactar proyectos integrados en el

entorno y que ofrezcan servicios ecosistémicos a la población? En un futuro próximo, ingenierías, constructoras y concesionarias basarán la calidad diferencial de su oferta en criterios ambientales. Construir carreteras y vías férreas cada vez se hace mejor, se hace más barato y cada vez lo hace más gente. Lo que todavía no se hace es utilizar bases ecológicas para integrar funcionalmente la infraestructura en el territorio que atraviesa. Actualmente, muchos interpretan este discurso como el de la dialéctica entre hacerlo más barato o hacerlo ambientalmente más ambicioso. En el futuro descubriremos que lo ambientalmente más ambicioso es a la larga lo más barato. Descubriremos, como dice Paul Royal, que lo estable es bueno y es bonito, y que lo bonito y bueno es estable. En el pasado, se paseaba, y en la actualidad solo se pasa. Quizás seamos, en el futuro, capaces de recuperar nuestro interés por el propio camino.

Con la intención de alentar el avance hacia otra forma de hacer las cosas, este libro propone las siguientes recomendaciones:

Recomendación 1

La caracterización del medio físico (litología, clima, relieve, suelo, flora y vegetación, fauna, paisaje, medio social y cultural) debe ir orientada al diagnóstico de los factores que condicionan cada una de las soluciones técnicas, en cada uno de los enclaves singulares generados durante el proceso de construcción de la infraestructura. Por ejemplo, el estudio del sustrato, del clima y de la matriz deben permitir la toma de decisiones sobre si se hace una hidrosiembra y sobre cuáles serían las especies más adecuadas a utilizar. No tiene sentido el afán enciclopédico de reunir la máxima cantidad de información en el menor tiempo posible, sobre todo si luego falta tiempo para su análisis crítico.

Recomendación 2

El análisis de la termopluviometría, previo a cualquier proyecto de restauración, debería incluir variables hasta ahora no habituales en este tipo de estudios, tales como el ‘índice de torrencialidad’ o el ‘punto de marchitez’ del suelo. Tales variables pueden llegar a ser más limitantes para el éxito de la hidrosiembra que la precipitación media anual u otras habitualmente empleadas.

En climas mediterráneos, la planificación de la obra debería facilitar la ejecución de hidrosiembras en

el otoño, como época preferente, en lugar de en primavera, particularmente en zonas de inviernos suaves.

Recomendación 3

Nunca deben proponerse soluciones generales, su- puestamente válidas para el conjunto de los talu- des de la obra. Desmontes y terraplenes son dos universos distintos, como lo son los espacios que estuvieron ocupados por parques de maquinaria, las superficies bajo pasos elevados o las medianas. Cada uno de ellos requiere una solución técnica in- dividualizada.

Recomendación 4

Las hidrosiembras y plantaciones no son siempre necesarias. Es preciso evaluar los costes/beneficios de la aplicación de estas técnicas, y evitarlas allí donde la calidad de la tierra vegetal y el grado de conservación del entorno son favorables, así como en aquellos enclaves o periodos del año en los que las condiciones son tan desfavorables que la incer- tidumbre es muy elevada en comparación con el es- fuerzo e inversión que conllevan.

Recomendación 5

Debe prestarse especial atención a la combinación en el cóctel de hidrosiembra de semillas pioneras (*‘starters’*) junto con autóctonas de crecimiento len- to. Las primeras pueden inhibir el crecimiento de las segundas, cancelando los beneficios que se preten- dían alcanzar, encareciendo notablemente el precio de la mezcla de semillas.

Una adecuada diversidad en la mezcla favorecerá el proceso de sucesión y facilitará la estabilidad del sistema en el medio y largo plazo.

Recomendación 6

El grado de integración ambiental no se mide al peso. No se están haciendo mejor las cosas por in- crementar en el proyecto la potencia del extendido de tierra vegetal, ni por incluir un mayor porcentaje de especies autóctonas en el cóctel de hidrosiembra, ni por exigir un porcentaje más alto de cobertura vegetal. El grado de integración ambiental debe ser evaluado por profesionales capaces de medir la co- nexión con el entorno, los flujos que interrumpe y que canaliza la infraestructura, los servicios ambien- tales que ofrece y las consecuencias ambientales *in situ* y *ex situ*.

Recomendación 7

Deben sopesarse cuidadosamente las actuaciones de dudosa eficacia, tales como la instalación de ma- llas metálicas, redes tridimensionales de materiales plásticos o redes de yute, en desmontes de pendien- te mayor a 3:2. No ha podido demostrarse que estas medidas favorezcan el rendimiento de la hidrosiem- bra en taludes ubicados en climas mediterráneos, ni tan siquiera que reduzcan el efecto de la erosión en el medio y largo plazo (en particular aquellas estruc- turas biodegradables).

Recomendación 8

Los elementos del sistema original que han sido el resultado de un proceso histórico irrepetible –o que requeriría décadas o siglos– deben ser conservados en obra como bienes capaces de garantizar el éxito de las medidas correctoras. En la construcción de infraestructuras lineales, estos elementos históri- cos son dos. En primer lugar, la tierra vegetal, tanto por su fertilidad (contenido en nitrógeno disponible para los vegetales), como por su banco de semi- llas y formas de resistencia, si se adecua su manejo en obra para conservar dicho banco. Y, en segundo lugar, los fragmentos de vegetación conservada en las inmediaciones (cabeceras de desmontes, pies de terraplenes), como fuente de diásporas que alcan- zarán de forma espontánea y gratuita los taludes y medianas.

Recomendación 9

La adecuada gestión y posterior extendido de la tierra vegetal es siempre la medida correctora más eficiente para la revegetación de los taludes con es- pecies herbáceas de cuantas pueden acometerse en obra. Es importante que el origen de la tierra sea local, aunque su calidad agronómica no sea suficien- te, debido a que de esta manera se aporta el banco de semillas propio de las condiciones ecológicas del entorno. En este sentido, la tierra vegetal debería extraerse solo a partir de la capa más superficial del terreno, tras desbrozar (solo los primeros 5-10 cm en la mayor parte de los suelos estudiados, en lugar de los 20-25 que se recomiendan actualmente en los proyectos).

Recomendación 10

Las actuales prácticas de gestión de los acopios de tierra vegetal, especialmente los abonados, siembras y riegos, no tienen efectos positivos. En realidad, contribuyen a diluir el banco y a reducir el número

de semillas viables, al inducir su germinación antes de que se realice el extendido.

Recomendación 11

Debe cuidarse el espesor del extendido de tierra vegetal. Extendidos de más de 10 cm de potencia pueden generar problemas de inestabilidad y de enterramiento a excesiva profundidad de las semi- llas viables. Circunstancias ambas que reducen la eficacia de la tierra vegetal a la hora de alcanzar los objetivos de revegetación de los taludes.

Recomendación 12

Las especies leñosas pueden ser una buena alterna- tiva a las herbáceas para revegetar taludes en am- bientes con elevado estrés hídrico y suelos pobres. Para ello, las preparaciones someras del suelo de- ben ser descartadas y es fundamental emplear plan- ta de buena calidad morfológica y fisiológica que haya sido cultivada a partir de semillas obtenidas de la zona de trabajo o de zonas ambientalmente si- milares. Debe desterrarse la costumbre de supeditar los trabajos de revegetación a la inauguración de la obra, llenando el espacio de ‘verde’ con la planta- ción de plantas grandes y vistosas cultivadas en ma- ceta que deforman las raíces. No se está haciendo un jardín, sino integrando ecológicamente la infra- estructura en el territorio. La plantación de especies leñosas no finaliza con la plantación, sino que el desarrollo adecuado de las plantas se garantiza con una serie de cuidados específicos.

Recomendación 13

Las medidas correctoras en relación con la fauna deben diseñarse a escala de paisaje, conectan- do flujos reales, y deben estar fundadas en las

recomendaciones sobre la eficacia de los distintos pasos de fauna.

Recomendación 14

La ciclópea inversión de recursos humanos, técnicos y económicos realizada en la construcción de la red de vías férreas y para el tráfico rodado debe aprovechar- se para generar nuevo conocimiento sobre cómo inter- venir eficazmente en el medio, sobre los nuevos esce- narios que los humanos estamos generando, y sobre nosotros mismos y nuestra actividad en el medio.

Recomendación 15

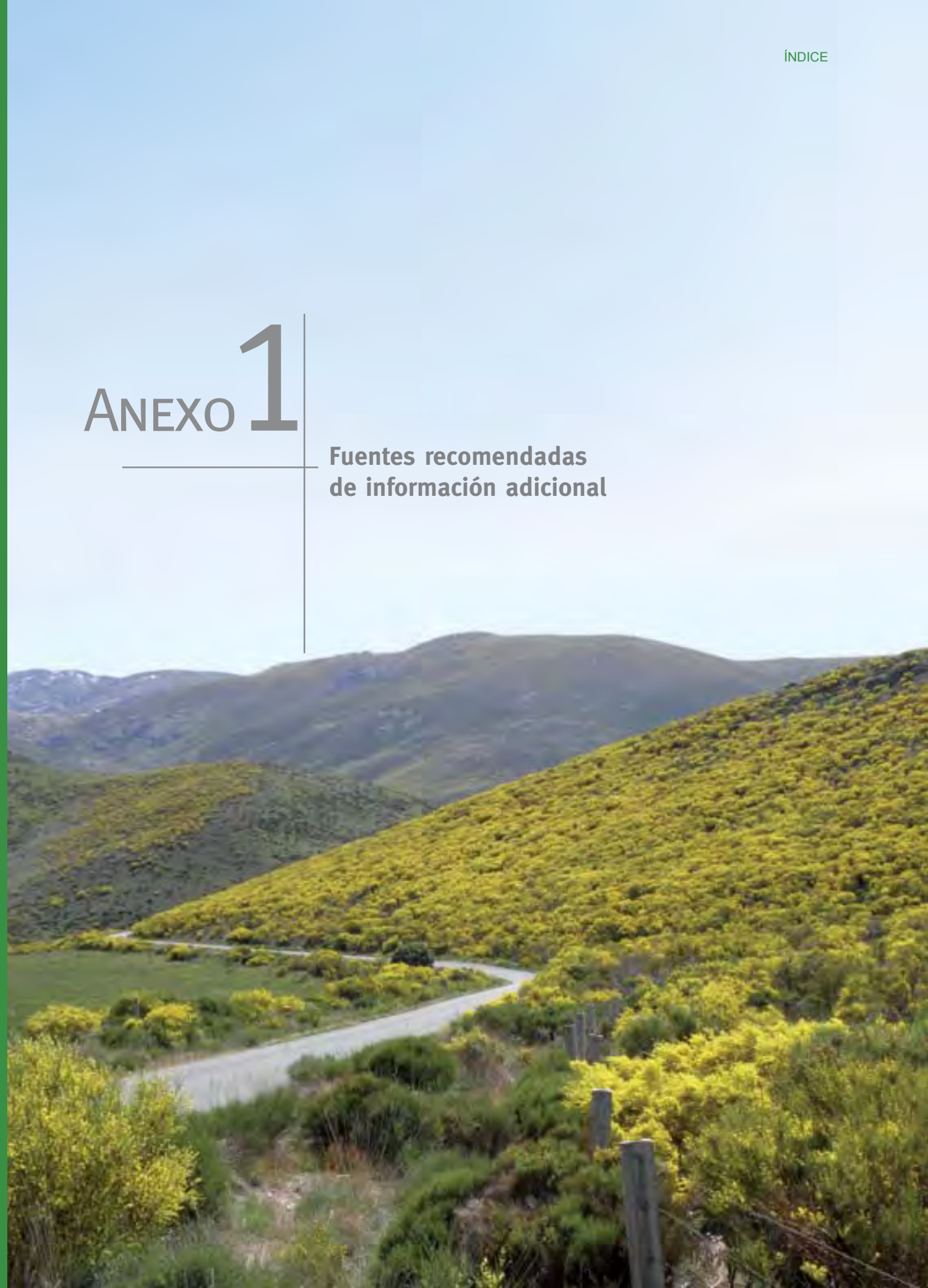
Es fundamental que el conocimiento sobre la diná- mica de los espacios afectados por infraestructuras lineales y el éxito de los tratamientos y medidas preventivas, correctoras y compensatorias no se ge- nere exclusivamente mediante el método de mejora continua, basado en la mecánica del ensayo error. Es esencial que estos procedimientos se complementen con otros mucho más eficaces, conocidos como de gestión adaptativa, en los que el método contras- ta hipótesis concretas, utilizando parcelas control y diseños experimentales propios de la investigación científica.

Recomendación 16

Es necesario promover escenarios efectivamente interdisciplinares donde los diversos condicio- nantes de carácter técnico, normativo, etc., sean conocidos por todos los actores participantes en las distintas fases del ciclo de vida de una infra- estructura, con el objeto de diagnosticar y corregir ineficacias y contradicciones en las fases de redac- ción de proyectos, construcción y explotación de las infraestructuras.

ANEXO 1

Fuentes recomendadas
de información adicional



ANEXO 1

Fuentes recomendadas de información adicional

BIBLIOGRAFÍA BÁSICA

España

Alía, R., Alba, N., Agúndez, D., Iglesias, S. (coord.). 2005. Manual para la comercialización y producción de semillas y plantas forestales. Materiales de base y de reproducción. Serie Forestal. DGB. Madrid. 384 pp.

Cortina, J. J.L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé, y A. Vilagrosa. 2006. Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos-Estado actual de conocimientos. Ministerio de Medio Ambiente, España. *Contiene información relevante y fichas sobre parámetros básicos a considerar cuando compramos planta en vivero para los proyectos de revegetación. Este libro está disponible para ser descargado gratuitamente en el enlace: http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/montes_politica_forestal/recursos_geneticos_forestal/pdf/calidad_planta_forestal.pdf.*

García-Fayos, P. (coord.). 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals (Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana), Alboraya (Valencia). 82 pp.

Hervás, I., F. Suárez, C. Mata, J. Herranz, y J.E. Malo. 2006. Pasos de fauna para vertebrados. Minimización y seguimiento del efecto barrera de las vías de comunicación. CEDEX, Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. Madrid.

Jorba, M., y V.R. Vallejo. 2010. Manual para la restauración de canteras de roca calcárea en clima mediterráneo. Generalitat de Catalunya. *Contiene información importante y fichas con recomendaciones sobre qué hacer en diferentes situaciones (pendientes altas-bajas, tipos de suelo, climas distintos).*

Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 108 pp Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente. 2008. Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de las medidas correctoras destinadas a reducir el impacto de las infraestructuras lineales sobre la fauna. Documento 2 de la Serie de Documentos para la Reducción de la Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte publicada por el O.A. Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente. 115 pp. Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en la fase de planificación y trazado. Documentos 3 de la Serie de Documentos para la Reducción de la Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte publicada por el O.A. Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 145 pp. Madrid.

Navarro Cerrillo, R.M., y Gálvez Ramírez, C. 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla. 390 pp.

Oliet Palá, J., Navarro Cerrillo, R.M. y Contreras Atalaya, O. 2003 Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 234 pp. *Una obra muy completa sobre el efecto de distintos tipos de tubos protectores en diversas especies mediterráneas.*

Prada, M.A., y A. Arizpe, 2008 (coord.). Manual de propagación de árboles y arbustos de ribera. Una ayuda para la restauración de riberas en la región mediterránea. Generalitat Valenciana. Valencia. ISBN 978-84-482-4964-9.

Ramos-Otero del Peral, L. 1997. Técnicas de revegetación. El capítulo de las plantaciones en la

contratación de las infraestructuras viarias. ministerio de Fomento.

Rey-Benayas, J.M. 2007. Restauración de ecosistemas mediterráneos. Colección Aula Abierta nº 20. Universidad de Alcalá. *Contiene un capítulo sobre restauración de taludes escrito por Carmen Mataix, donde se detallan numerosas técnicas de ecotecnología de interés. También tiene un capítulo sobre la importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación.*

Rosell, C., y J.M. Velasco. 1999. Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient, Catalunya.

Velasco, J.M., M. Yanes y F. Suárez. 1995. El Efecto Barrera en Vertebrados. Medidas Correctoras en las vías de comunicación. CEDEX, Madrid.

Ámbito internacional

Coppin, N.J., y I.G. Richards (Eds.). 1990. Use of Vegetation in Civil Engineering. Construction Industry Research and Information Association (CIRIA). Butterworths, London.

Forman, R., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R. France, C.R. Goldman, K. Heanue, J.A. Jones, F.J. Swanson, T. Turrentine, y T.C. Winter. 2003. Road Ecology. Science and Solutions. Island Press, Washington, DC. 479 pp.

Gray, D.H., y R.B. Sitor. 1996. Biotechnical and Soil Bioengineering slope stabilization. A practical guide for erosion control – J.Wiley and Sons, New York.

Iuell, B., H.G.J. Bekker, R. Cuperus, J. Dufek, G. Fry, C. Hicks, V. Hlaváč, V. Kéller, C. Rosell, T. Sangwine, N. Torslow y B. Wandall. 2005. Fauna y Tráfico. Manual europeo para identificar conflictos y diseñar soluciones. COST 341. Fragmentación del hábitat causada por las infraestructuras de transporte. Ministerio de Medio Ambiente. 166 pp. Madrid.

Kangas, P.C. 2004. Ecological Engineering: Principles and Practice. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Landis, T. (Ed.). The Container Tree Nursery Manual. Forest Service. USDA. Handbook 674.

Lewis, E.A. 1999. Soil Bioengineering: An alternative for Roadside Management: A Practical Guide. United States Forest Service. San Dimas Technology and Development Center. San Dimas, California. *Información detallada y fichas sobre distintas técnicas ecológicas.*

Oliveira, G. 2008. Plantaciones, Curso Técnico de Restauración Ecológica de Canteras, Outão (Setúbal), Portugal, 24 – 27 / 09 / 2008.

Piotto, B., y A. di Noi, 2003. Seed propagation of mediterranean trees and shrubs. APAT - Agency for the protection of the environment and for technical services, Roma. 108 p.

Society for Ecological Restoration International. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (Version 2, October, 2004).

Steinfeld D.E. 2007. Roadside revegetation. An integrated approach to establishing native plants. Federal Highway Administration, Western Federal Lands Highway Division, Vancouver, Canadá.

SITIOS INTERESANTES EN INTERNET

Acceso a la metodología para realizar el Landscape Function Analysis (LFA) y comprobar el estado funcional en el que se encuentran los taludes (ver capítulo de vigilancia ambiental). <http://www.csiro.au/services/EcosystemFunctionAnalysis.html>.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Sección Biodiversidad: Conectividad ecológica en el territorio: Fragmentación. Esta página web da acceso a todos los documentos elaborados por la Comisión Técnica del Grupo de Trabajo de Fragmentación de

Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte: http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/develop_rural_paisaje/fragmentacion_rural/index.htm.

Infra Eco Network Europe. Red europea constituida por diferentes organizaciones, institutos y expertos, unidos por un interés común que es el fenómeno de la fragmentación de hábitats causado por la construcción de infraestructuras lineales de transporte. <http://www.cbm.slu.se/iene/>.

International Conference on Ecology and Transportation (ICOET). Interesante página web para estar al día de los últimos avances en temas relacionados con los distintos impactos generados por las infraestructuras de transporte. Permite el acceso a todos los trabajos presentados en esta conferencia que se celebra cada dos años. <http://www.icoet.net/index.asp>.

Road Ecology Center de la Universidad de Davis, California (EEUU). Portal de acceso de este centro especializado. Ofrece información muy variada no solo de sus investigaciones, también de congresos y seminarios interesantes relacionados con estos temas y además poseen un buscador bibliográfico muy completo. <http://roadecology.ucdavis.edu/>.

The Reforestation, reforestation and genetic resources team (RNGR Team). Página web con gran cantidad de información sobre cultivo de plantas y técnicas de reforestación. <http://www.rngr.net/>.

Atlas de Idoneidad de especies leñosas de la Península Ibérica. Puede ser útil para ver si las especies leñosas elegidas son climáticamente idóneas para la zona de revegetación. <http://www.opengis.uab.cat/IdoneitatPI/index.html>.

Servicio de extensión Forestal de la Universidad de Oregon. Tiene algunas publicaciones sobre plantación y preparación del suelo. <http://extension.oregonstate.edu/catalog/details.php?sortnum=0520&name=Reforestation>.

ANEXO 2

Sobre los autores
y revisores del libro



ANEXO 2

Sobre los autores y revisores del libro

Este libro ha sido el resultado de una labor colectiva que ha permitido reunir experiencias y conocimientos dispares y complementarios en un tema que empieza a consolidarse aunque todavía de forma fragmentaria. A continuación se describen brevemente los perfiles de los más de treinta autores implicados en la obra y se indican los revisores externos de los textos e ideas incluidas en esta edición. Todos los autores han participado en varias reuniones de coordinación de los capítulos y han servido de revisores internos de uno o varios capítulos adicionales a los que han participado para armonizar contenidos y estructura.

Editores

Fernando Valladares es doctor en Ciencias Biológicas, profesor de investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y profesor asociado de la Universidad Rey Juan Carlos. Su investigación se centra en la ecología de los sistemas naturales afectados o amenazados por el cambio global y dedica importantes esfuerzos al estudio y a la docencia de aspectos relacionados con su restauración. Actualmente su dirección de trabajo es: Centro de Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Serrano 115 dpdo, 28006 Madrid. Más información en: www.valladares.info. E-mail: valladares@ccma.csic.es.

Luis Balaguer Núñez es profesor titular de Universidad del Departamento de Biología Vegetal I de la Facultad de Biología de la Universidad Complutense de Madrid. Es especialista en restauración ecológica,

que entiende como una disciplina que se apoya en tres pilares: la conservación del capital natural, orientada a la provisión de bienes, valores y servicios ecosistémicos, la integración holística, que contempla además de criterios científicos, criterios socioeconómicos, valores culturales y personales, y la gestión adaptativa, entendida como estrategia para el manejo de sistemas complejos. Más información en: <http://linneo.bio.ucm.es/balaguer>.

Ignacio Mola Caballero de Rodas es licenciado en Ciencias Biológicas. En la actualidad coordina los proyectos de investigación nacionales e internacionales en restauración de espacios afectados por obra civil, desarrollados por la Dirección de Innovación y Desarrollo de OHL. Colabora en la docencia de tres másteres oficiales y varias asignaturas en distintas universidades públicas de la Comunidad de Madrid. Desde 2005 desarrolla su actividad investigadora en el ámbito de la restauración ecológica de infraestructuras de transporte (UCM 910314). Actualmente su dirección de trabajo es: Servicio de I+D+i - OHL. Pº de la Castellana 259-D, 28046-Madrid. E-mail: imo-la@ohl.es.

Adrián Escudero es doctor en Ciencias Biológicas y catedrático de ecología en la Universidad Rey Juan Carlos. Su interés científico se centra en diversos aspectos de ecología de poblaciones y comunidades de plantas. Su investigación y docencia se enfocan con frecuencia a problemas ambientales concretos dentro del campo de la biología de la conservación. Actualmente su dirección de trabajo es: Departamento de Biología y Geología, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos, 28933 Madrid. Más información en: <http://www.escet.urjc.es/biodiversos/>. E-mail: adrian.escudero@urjc.es.

Valentín Alfaya es Licenciado en Ciencias Biológicas y diplomado en Ingeniería y Gestión Medioambiental por la EOI. Trabajó en el sector forestal y de ingeniería, para pasar posteriormente a la constructora Ferrovial Agromán, donde se responsabilizó de la implantación del primer sistema de gestión ambiental diseñado para el sector. En 2002 fue nombrado director de Calidad, Prevención y Medio Ambiente y pasó a formar parte del Comité de Dirección. Desde 2004 ocupa el puesto de director de Calidad y Medio Ambiente de Grupo Ferrovial. Ha sido miembro de la Plataforma Tecnológica Europea de la Construcción, del Comité de Medio Ambiente de la patronal de empresas constructoras (SEOPAN) y del Strategic Advisory Group de ISO, entre otras instituciones. Forma parte de la Comisión de Medio

Ambiente de la CEOE y es secretario del comité ejecutivo de Green Building Council España. Imparte docencia en diversas escuelas de negocios y centros universitarios. Asimismo, desarrolla su tesis doctoral en el Departamento de Biología Vegetal de la Universidad Complutense de Madrid. E-mail: valentin.alfaya@ferrovial.es

Autores

Saturnino de Alba Alonso es doctor en Ciencias, profesor titular en el Departamento de Geodinámica de la Universidad Complutense de Madrid y miembro del Instituto de Geociencias (CSIC-UCM). Su actividad científica se centra en la conservación de suelos en medios agrícolas y forestales, y en escenarios de restauración de espacios fuertemente modificados por actividades humanas como es el caso de las infraestructuras lineales. Actualmente su dirección de trabajo es: Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Complutense de Madrid, C/José Antonio Novais s/n, 28040 Madrid; E-mail: sdealba@geo.ucm.es.

Jesús Álvarez es ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad Politécnica de Madrid y máster en Gestión Ambiental por la EOI. Es director de Medio Ambiente de Cintra Infraestructuras, empresa líder en la gestión de infraestructuras de transporte con más de 2.500 kilómetros de autopistas distribuidas por diferentes países de Europa y América. E-mail: jalvarez@cintra.es.

Francisco Xavier Artigas Iraegui es ingeniero de Montes e ingeniero técnico forestal por la Universitat de Lleida. Su vida laboral se ha centrado en los últimos años en la evaluación ambiental de planes, programas y proyectos, principalmente de infraestructuras lineales. Actualmente su dirección de trabajo es Oficina Territorial de Evaluación Ambiental, Servicios Territoriales del Departamento de Medio Ambiente y Vivienda en Tarragona, Vidal i Barraquer 12-14, 43005 Tarragona. E-mail: xavier.artigas@gencat.cat.

Fernando Barbero Abolafio es licenciado en Ciencias Geológicas e investigador predoctoral en la Universidad Complutense de Madrid. Su investigación se centra en la erosión hídrica en suelos de clima mediterráneo. Actualmente está estudiando los procesos de erosión hídrica que tienen lugar en taludes de carretera de la Cuenca de Madrid, para poder aplicar criterios geomorfológicos y tratamientos al suelo que prevengan la erosión hídrica y favorezcan una correcta revegetación. Su dirección de

trabajo es: Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Complutense de Madrid, C/José Antonio Novais, 28040 Madrid. E-mail: ferbarab@geo.ucm.es.

Esther Bochet es doctora en Biología por la Universidad Católica de Lovaina (KUL, Bélgica). Tras ser contratada por el programa Ramón y Cajal, disfruta en la actualidad de un contrato de doctora en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), donde desarrolla sus investigaciones sobre las interacciones entre vegetación y erosión del suelo, así como su aplicación a la restauración de ecosistemas mediterráneos semiáridos degradados. Actualmente su dirección de trabajo es: Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE. Carretera de Moncada a Náquera km 4,5. Apdo. Oficial. 46113 Moncada (Valencia). E-mail: esther.bochet@uv.es.

Valentín Contreras Medrano es ingeniero técnico agrícola. Director General del Grupo de empresas Bonterra Ibérica – Paisajes del Sur (BPS, GROUP) para el tratamiento integral del suelo. Experto en materiales y técnicas de restauración del paisaje, ha desarrollado su actividad técnica y empresarial desde 1992. E-mail: valentincontreras@bonterraiberica.com.

Jordi Cortina Segarra es profesor titular de Ecología en la Universidad de Alicante. Su trabajo se ha concentrado en el estudio de la degradación de los ecosistemas semiáridos y su restauración. Actualmente está estudiando el funcionamiento de algunos ecosistemas mediterráneos, así como técnicas para la restauración de ecosistemas degradados, incluyendo algunas fases de la producción de planta en vivero y la utilización de residuos orgánicos para la recuperación de la fertilidad de suelos degradados. E-mail: jordi@ua.es.

Tíscar Espigares Pinilla es profesora titular de Ecología de la Universidad de Alcalá. Su investigación se centra en el estudio de la ecología de ecosistemas restaurados, con especial énfasis en las interacciones entre vegetación y escorrentía superficial en los procesos de sucesión ecológica. Asimismo, ha analizado la aplicación de la evaluación del impacto ambiental en España en lo referente a proyectos de infraestructuras lineales. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Campus Universitario Ctra. Madrid-Barcelona, Km. 33,600, 28871 Alcalá de Henares, (Madrid). E-mail: mtiscar.espigares@uah.es.

João Paulo Fernandes es licenciado en Ingeniería Ambiental en 1983 en la Universidad Nueva de Lisboa, donde se doctoró en 1992 en Ciencias Ambientales. Actualmente es profesor asociado en la Universidad

de Évora y responsable de la Licenciatura en Ingeniería Biofísica. Es especialista en temas de Ingeniería Natural y de Caracterización y Evaluación Ambiental, habiendo desarrollado investigaciones en estos campos y participado como Consultor en numerosos Estudios de Evaluación de Impacto Ambiental y Procesos de Planificación. Es fundador y presidente de APENA – Asociación Portuguesa de Ingeniería Natural.

Jorge Fort Llácer es ingeniero agrónomo con especialidad en Ciencias del Suelo y Gestión del Medio Ambiente. Desde 1998 es director técnico del Departamento de Medio Ambiente de la empresa Projar S.A. que cuenta, entre sus proyectos, con numerosas técnicas de revegetación de taludes. E-mail: jorge@projar.es.

Pablo García-Palacios es licenciado en Ciencias Ambientales por la Universidad Rey Juan Carlos e investigador predoctoral del proyecto EXPERTAL, financiado por la Fundación Biodiversidad, CSIC, Universidad Rey Juan Carlos y Cintra S.A. Actualmente realiza su tesis doctoral sobre las implicaciones de las interacciones planta-suelo en la restauración de taludes de carretera. Su dirección de trabajo es: Universidad Rey Juan Carlos. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Área de Biodiversidad y Conservación, Despacho II-230 C/Tulipán s/n, 28933 Móstoles (Madrid). E-mail: pablo.palacios@urjc.es.

Patricio García-Fayos es investigador científico del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y desarrolla su actividad profesional en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE) desde 1989. Su interés investigador se centra fundamentalmente en los procesos de colonización vegetal en ecosistemas mediterráneos y semiáridos y en la ecología y evolución de la interacción entre las plantas y la erosión del suelo. Actualmente su dirección de trabajo es: Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE. Carretera de Moncada a Náquera km 4,5. Apdo. Oficial. 46113 Moncada (Valencia). E-mail: Patricio.Garcia-Fayos@uv.es.

Carlos Iglesias Merchán es ingeniero de Montes (UPM) y licenciado en Ciencias Ambientales (UAM), posee larga experiencia en la redacción de proyectos y estudios de impacto ambiental de infraestructuras de transporte, actualmente en ACCIONA INGENIERÍA (antes AEPO) y en vigilancia ambiental de obra. Además, es profesor asociado de la Universidad Politécnica de Madrid y actual presidente de ECOPÁS. Actualmente su dirección de trabajo es: ECOPÁS, Apdo.

de Correos 150, 28760 Tres Cantos (Madrid). E-mail: carlos.iglesias.merchan@acciona.es.

Juan E. Malo Arrázola es doctor en Ciencias Biológicas y profesor titular de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, forma parte del Grupo de Ecología y Conservación de Sistemas Terrestres del Departamento de Ecología de dicha universidad. Su interés se centra en las interacciones ecológicas entre la fauna y las actividades humanas, con especial atención en la evaluación de impacto ambiental de las infraestructuras y la fragmentación de hábitats. E-mail: je.malo@uam.es.

José Francisco Martín Duque es doctor en Ciencias Geológicas, profesor titular en el Departamento de Geodinámica de la Universidad Complutense de Madrid y miembro del Instituto de Geociencias (CSIC-UCM). Su interés se centra en el establecimiento de criterios geomorfológicos para la restauración y rehabilitación de terrenos afectados por movimientos de tierras (como minería o infraestructuras lineales). Actualmente su dirección de trabajo es: Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Complutense de Madrid, C/José Antonio Novais, 28040 Madrid.

Javier Martínez de Castilla Colomer es ingeniero agrónomo por la Universitat Politècnica de Catalunya. Jefe del Departamento de Medio Ambiente de la Dirección Técnica de Ferrovial Agromán, desarrolla desde 1986 toda su actividad en la evaluación ambiental y diseño de medidas en el ámbito de la obra civil tanto en España como Reino Unido, Estados Unidos, Portugal, Irlanda, Polonia e Italia entre otros países. Miembro del Comité de Medio de la Asociación Técnica de la Carretera. E-mail: j.m.castilla@ferrovial.es

Marisa Martínez Díez es ingeniera técnica forestal por la Universidad Politécnica de Madrid. En los últimos 17 años ha desarrollado su actividad profesional en el sector medioambiental. Actualmente trabaja en la empresa Ingeniería de los Recursos Naturales (IRENA) como jefe del Departamento Técnico participando en obras y proyectos de restauración paisajística, jardinería y trabajos forestales. E-mail: mmartinez@grupopacsa.es.

Cristina Mata Estació es investigadora posdoctoral del Grupo de Ecología y Conservación de Sistemas Terrestres del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid. Su principal área de investigación se centra en el seguimiento y evaluación de medidas correctoras destinadas a reducir la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte.

Luis Merino Martín es licenciado en Ciencias Ambientales y doctor en Cambio Global y Desarrollo Sostenible por la Universidad de Alcalá. Su investigación se centra en ecología de ecosistemas degradados, particularmente los derivados de la restauración minera. Actualmente trabaja en restauración de bosques tropicales en Guatemala. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Campus Universitario Ctra. Madrid-Barcelona, Km. 33,600, 28871 Alcalá de Henares, (Madrid). E-mail: luis.merino@uah.es.

Mariano Moreno de las Heras es investigador postdoctoral en la Universidad de Newcastle (Australia). Licenciado en Ciencias Ambientales y Doctor por la Universidad de Alcalá. Sus investigaciones se centran en aspectos ecología de ambientes áridos y semiáridos, particularmente en las interacciones entre la dinámica vegetal y los procesos hidrológicos superficiales (erosión y sedimentación, generación de escorrentía y distribución espacial de la humedad del suelo), en el marco actual de cambios en el clima y los usos del territorio. Faculty of Engineering and Built Environment, School of Engineering. The University of Newcastle. Callaghan, NSW 2308, Australia. E-mail: Mariano.Morenodelasheras@newcastle.edu.au.

José Manuel Nicolau Ibarra es profesor titular de Ecología en la Universidad de Zaragoza. Su investigación se centra en ecología de ambientes semiáridos y de áreas mineras restauradas y en diseños geomorfológicos para restauraciones mineras. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte s/n. 22071 Huesca. E-mail: nicolau@unizar.es.

Begoña Peco es doctora en Biología en 1982 y catedrática de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid. Tiene más de 100 publicaciones científicas, muchas de ellas en revistas de impacto internacional como Journal of Ecology, Oikos, Journal of Vegetation Science, Landscape Ecology, etc., y ha dirigido siete tesis doctorales y numerosos proyectos fin de carrera y fin de máster. Especialista en dinámica de la vegetación herbácea con énfasis en la dispersión de semillas, estructura y dinámica de los bancos de semillas y supervivencia de plántulas. Actualmente su dirección de trabajo es: Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Cantoblanco Madrid. E-mail: begonna.peco@uam.es.

José Luis Quero es licenciado en Biología por la Universidad de Córdoba, doctor en Biología Ambiental por la Universidad de Granada e investigador de la Universidad Rey Juan Carlos. Sus

líneas de trabajo se centran en la ecología de comunidades vegetales y su relación con la ecología funcional, con especial interés en la aplicación de sus resultados a la restauración. Actualmente su dirección de trabajo es: Departamento de Biología y Geología, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos 28933, Móstoles Madrid. E-mail: jose.que-ro@urjc.es.

Santiago Soliveres Codina es doctor en Ciencias Ambientales por la Universidad Rey Juan Carlos. Realiza su trabajo en el marco del proyecto EXPER-TAL, financiado por la Fundación Biodiversidad. CSIC, Universidad Rey Juan Carlos y Cintra S.A. Su especialidad es el estudio de las interacciones planta-planta y su aplicación a la restauración. E-mail: santiago.soliveres@urjc.es.

Jaume Tormo es doctor en Biología, su tesis doctoral trató sobre restauración de taludes de carreteras. Actualmente disfruta de un contrato Juan de la Cierva en la Universidad de Alicante. Su trabajo se centra en el estudio de la ecología y la restauración de ambientes semiáridos. Actualmente su dirección de trabajo es: IMEM Ramon Margalef-Universidad de Alicante. Carretera San Vicente del Raspeig s/n 03690. San Vicente del Raspeig – Alicante. E-mail: jautorbla@gmail.com.

Pedro Villar-Salvador es doctor en Biología por la Universidad de Valencia y actualmente es profesor de Ecología en el Departamento de Ecología de la Universidad de Alcalá. También es editor asociado de la revista científica New Forests. Su interés científico son la ecología funcional y ecofisiología de plantas leñosas mediterráneas así como las técnicas de cultivo en vivero e implantación en campo de la vegetación leñosa mediterránea. Su dirección de contacto es Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871, Alcalá de Henares (Madrid). E-mail: pedro.villar@uah.es.

Revisores externos

- Revisor externo del Capítulo 2:

Avelino García. Investigador del CIEMAT, Madrid.

- Revisor externo del Capítulo 4:

Antonio Gallardo Correa. Profesor titular de la Universidad Pablo de Olavide, Sevilla.

- Revisores externos del Capítulo 5:

Montse Jorba Peiró. Investigadora. Fundación Bosch Gimpera. Departamento de Biología Vegetal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.

Carolina Martinez Ruiz. Profesora titular de la Universidad de Valladolid. Área de Ecología (Departamento de Ciencias Agroforestales). [E.T.S.II.AA.](#) de Palencia. Campus “La Yutera” Palencia.

- Revisores externos del Capítulo 6:

Luis Ocaña Bueno. Jefe de Departamento de Medio Natural. Dirección Adjunta de I+D+i R&D Unit. Grupo Tragsa C/ Julián Camarillo 6b - planta 4ª - sector d 28037 Madrid.

Roberto Ontañón. Biólogo. Iniciativas Medioambientales IMAVE, S.L. C/ El Caño, 5 24231. Cembranos, León.

- Revisores externos del Capítulo 8:

Encarna Pérez Aguilera. Dirección General de Carreteras e Infraestructuras. Consejería de Fomento. Junta de Castilla y León.

Salvador Peris Álvarez y Víctor Colino Rabanal. Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología. Universidad de Salamanca.

- Revisores externos del Capítulo 9:

Rafael Escribano Bombín. Profesor titular del Departamento de Proyectos y Planificación Rural, Universidad Politécnica de Madrid.

Germán Glaría Galcerán. Director de la EUIT Forestal y ex director general de Calidad y Evaluación Ambiental del Ministerio de Medio Ambiente.

- Revisores externos del Capítulo 10:

Mauricio Gómez Villarino. Doctor ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. IDOM - Director Corporativo.

Santiago González Alonso. Catedrático de Proyectos y Planificación y ex subdirector general de Planificación y Normativa del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte

Fundación Biodiversidad

Vivimos en un mundo atravesado por carreteras, líneas de tren, gasoductos y tendidos eléctricos. Aunque nos hemos acostumbrado a ello, los sistemas naturales no. En este libro se revisan los impactos principales de la alteración ambiental que implica la creación y el uso de las infraestructuras lineales, y se abordan los principales criterios científicos para reconducir y atenuar estos impactos. Pero el libro no es solo un tratado científico, sino que incluye ingredientes clave, como los aspectos técnicos y el marco legal, para que sirva de referencia útil y completa a quienes les interese la restauración ecológica de estos nuevos ecosistemas generados con la construcción de infraestructuras lineales. El libro busca estimular la interacción fértil entre científicos y técnicos para abordar un tema ambiental, legal, social y económicamente complejo, como es el de qué ocurre y qué conviene hacer con las áreas afectadas por estas infraestructuras. Para contribuir a esta interacción, el libro reúne el trabajo y la experiencia de más de treinta expertos y recopila la información de numerosos proyectos tanto de investigación como de construcción y de restauración, aportando una selección clave de referencias bibliográficas y recursos disponibles en internet.



Fundación Biodiversidad

Fortuny 7 28010 Madrid
T. 91 121 09 20 F. 91 121 09 31
biodiversidad@fundacion-biodiversidad.es
www.fundacion-biodiversidad.es