



PARQUE NATURAL DE PEÑALARA
Cumbre, Circo y Lagunas

SEGUNDAS JORNADAS CIENTÍFICAS DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA Y DEL VALLE DE EL PAULAR

Restauración Ambiental en Espacios Naturales
Singulares. Experiencias para Peñalara



CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE

Comunidad de Madrid

UNION EUROPEA

Fondo Europeo de Orientación
y de Garantía Agrícola





PARQUE NATURAL DE PEÑALARA
Cumbre, Circo y Lagunas

SEGUNDAS JORNADAS CIENTÍFICAS DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA Y DEL VALLE DE EL PAULAR

El Paular (Rascafría)

Diciembre 1999



CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE

Comunidad de Madrid

UNION EUROPEA

Fondo Europeo de Orientación
y de Garantía Agrícola



© 2000 de la presente edición:
Consejería de Medio Ambiente
Dirección General del Medio Natural.

© 2000 de los textos y fotografías:
Ponentes de las Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular

Coordinación:
Servicio de Espacios Naturales Protegidos

Dirección técnica:
Juan Antonio Vielva Juez. Director - Conservador del Parque Natural de Peñalara

Edición y Diseño:
Luis Navalón Blanch
Deogracias Prieto Cana

Ilustración de portada basada en:
Salvador Alarco Casañas

Es un libro de:
COMUNIDAD DE MADRID
Consejería de Medio Ambiente
Dirección General del Medio Natural
Madrid.

Prohibida la reproducción total o parcial de este libro, así como su tratamiento informático y la transmisión de ninguna forma o por cualquier medio, ya sea electrónico, por fotocopia, por registro y otros medios, sin el permiso previo y por escrito de los titulares del Copyright.

Impreso en España

Tirada: 1000 ejemplares
Coste unitario: 1.452 pesetas; 8,7 euros
Edición: diciembre 2000
Imprime: Gráficas J. Sánchez. Guadarrama (Madrid)

Depósito Legal: M-36.107-1999

INDICE

Presentación	7
Exmo. Sr. Pedro Calvo Poch Consejero de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid	
Peñalara: ¿un paradigma para la conservación de las montañas?	9
Javier de Pedraza Gilsanz Departamento de Geodinámica Facultad de Ciencias Geológicas Universidad Complutense de Madrid	
La restauración ambiental de la antigua estación de esquí de Valcotos y el programa de conservación del Parque Natural de Peñalara	19
Francisco Sánchez-Herrera Herencia Jefe de Servicio de Espacios Naturales Protegidos Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid	
Vegetación liquénica y procesos naturales de colonización en el macizo de Peñalara	27
Leopoldo G. Sancho Departamento de Biología Vegetal II. Facultad de Farmacia Universidad Complutense de Madrid	
La flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno. Amenazas y necesidades de conservación en la finca de Los Cotos	33
Oscar Montouto González Unidad de Botánica. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias Universidad Autónoma de Madrid.	
Limnología en el Parque Natural de Peñalara: nuevas aportaciones y perspectivas de futuro	55
Ignacio Granados (1) y Manuel Toro (2) (1) Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid (2) Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX	
La Conservación de los Paisajes de Montaña	73
Eduardo Martínez de Pisón Departamento de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras Universidad Autónoma de Madrid	
Restauración ecológica de espacios naturales singulares	81
Luis Balaguer Núñez Departamento de Biología Vegetal I. Facultad de Biología Universidad Complutense de Madrid	
Experiencias de restauración en el Parque Nacional de Doñana	89
Francisco Javier Cano-Manuel León Parque Nacional de Sierra Nevada	
Evaluación de hidrosiembras realizadas en taludes de carreteras del noroeste de Navarra	97
Ricardo Ibáñez Gastón Departamento de Botánica. Facultad de Ciencias Universidad de Navarra	
Criterios geomorfológicos y consideraciones de la dinámica natural en la restauración de espacios alterados	103
José F. Martín-Duque y Miguel A. Sanz Santos Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas Universidad Complutense de Madrid	
El empleo de materiales vegetales autóctonos en restauración de áreas degradadas. Consideraciones sobre el suministro	115
Alfonso López-Vivié Nonell Viveros Zulueta Corporación para la Naturaleza, S.A.	
El control de la erosión y protección del suelo en proyectos de restauración	121
Joan Llovet y V. Ramon Vallejo Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Departamento de Ecología	



PRESENTACIÓN

Tras la organización de los Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara, en mayo de 1998, para revisar el estado de las distintas investigaciones llevadas a cabo, contrastar los resultados obtenidos hasta la fecha e impulsar su desarrollo, conjugando la investigación con la gestión y planificación del Parque, este año se ha continuado la labor comenzada, celebrándose las Segundas Jornadas Científicas del Parque.

Este nuevo encuentro supone la consolidación de un foro de debate sobre los aspectos científicos más relevantes de tan singular espacio natural madrileño, declarado Parque Natural en el año 1990. Constituyen asimismo, un valioso intercambio de experiencias y discusión de soluciones relacionadas con su restauración que, sin duda, serán de interés para el lector.

Geógrafos, ingenieros, biólogos, políticos y conservacionistas entre otros, contrastaron sus teorías enfocadas a la conservación de este verdadero museo al aire libre creado por la naturaleza, que ahora se recogen en la presente obra, con el fin de acercar a todos las claves de semejante paraje histórico que, ya en 1930, fue declarado Sitio Natural de Interés Nacional.

La reciente adquisición de la finca de Valcotos por parte de la Consejería de Medio Ambiente ha sido sin duda una fuerte apuesta por la conservación de este Parque emblemático y un hecho sin precedentes en la gestión ambiental de los espacios naturales. Tal iniciativa coloca nuevamente a nuestra Comunidad como pionera y referente de las políticas ambientales que se vienen aplicando en el resto de las administraciones de nuestro entorno.

Queda ahora lograr la consecución de los ambiciosos objetivos perseguidos en el Proyecto de Restauración elaborado por esta Consejería de Medio Ambiente, para lo cual las aportaciones y debates habidos en estas jornadas, centradas básicamente en la restauración, han sido una valiosa referencia y un paso más en la necesaria contribución de todos para la defensa y conservación de este enclave único de nuestra Sierra de Guadarrama que es Peñalara.



Pedro Calvo Poch
Consejero de Medio Ambiente

PEÑALARA: ¿UN PARADIGMA PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS MONTAÑAS?

JAVIER DE PEDRAZA GILSANZ

*Departamento de Geodinámica Facultad de Ciencias Geológicas
Universidad Complutense de Madrid
javierp@eucmax.sim.ucm.es*

Prólogo

Quienes no han seguido de cerca los acontecimientos acaecidos en torno a Peñalara durante las últimas décadas, posiblemente consideren pretencioso el título elegido para presentar estas reflexiones sobre el pasado, presente, y futuro del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular.

¿Porqué considerar Peñalara, es decir, las actuaciones llevadas a cabo en su entorno, un referente para la conservación de las montañas? La respuesta parece bastante simple: que sepamos, es el único caso en que las infraestructuras habilitadas para la práctica del esquí alpino y las demandas de nuevas transformaciones, terminan siendo desplazadas de una zona para dar paso a un proceso que trata de restaurar las cualidades naturales de la misma.

Puede que la coyuntura sociopolítica haya sido favorable para que se llegara a ese desenlace; no hay duda tampoco que éste ha sido posible por la decidida actuación de los sucesivos responsables de la gestión de los espacios protegidos madrileños, en buena parte “obligados” por la demanda de muchos ciudadanos: montañeros, ecologistas, científicos, naturalistas, y simples paseantes que forman parte de ese tan denostado y anónimo colectivo que suele aludirse despectivamente como “de los domingueros”. Sin embargo, nada de esto hubiera sido posible sin unas motivaciones objetivas representadas por los valores ecológicos y el simbolismo vivencial que encierra Peñalara.

Peñalara y su entorno: valor y significado

Como es bien conocido, el Macizo de Peñalara pertenece a uno de los dos ramales orográficos en que se divide la Sierra de Guadarrama en esta zona (que algu-

nos llaman Guadarrama Central); es el denominado en ocasiones Los Montes Carpetanos, tomado del “Iuga Carpetana” (montañas de la región de los carpetanos) que en su momento dio nombre a todo el Sistema Central. Entre ambos ramales, el ya aludido y el meridional de Cuerda Larga, queda una de las depresiones intramontañosas más notables de cuantas aparecen a lo largo y ancho del Sistema Central; se trata del Alto Valle del Lozoya o Valle de El Paular.

El Macizo de Peñalara, con sus 2200 m de altura media, domina todo el entorno (figura 1) y presenta la cota más alta en el Pico de Peñalara (2428 m) que, a su vez, es la culminante de la Sierra de Guadarrama y segunda en importancia del Sistema Central; sistema montañoso que, dados sus atributos geográficos, se ha denominado la “gran divisoria castellana” y, también, la “Cordillera Carpetovetónica”.

Vemos, pues, que Peñalara no es la cota culminante de su cadena orográfica. Por otra parte y aún siendo “lo más alpino” de la Sierra de Guadarrama, no abundan en su dominio las morfologías de crestas afiladas, agu-

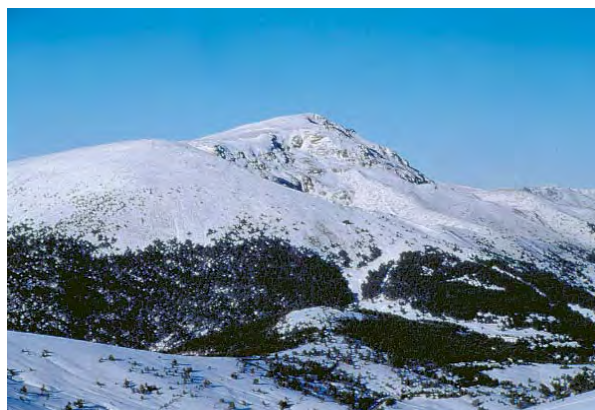


Figura 1.- El Macizo de Peñalara visto desde el soroeste; en la imagen se aprecia claramente la fisonomía “hemipiramidal” del Pico de Peñalara y sus vertientes, y como éste domina todo el entorno.



jas y cortados. En realidad, el Macizo de Peñalara se nos muestra haciendo honor a su nombre, es decir: una montaña compacta, “maciza”, que destaca sobre la llanura cimera con su fisonomía abovedada (figura 2).

Sin desmerecer las excelencias de los paisajes alpinos, todo lo contrario, lo cierto es que cada montaña, cada paraje, tiene su “rasero” de medida; junto o frente a la estética universalizadora de “la montaña tipo”, está la localista de “la montaña concreta” y “su personalidad”. En estos casos e independientemente de los valores objetivos concretos (contenido científico y didáctico, valor ecológico, recursos naturales, etc.), las vivencias juegan un papel determinante al tener que cualificar el lugar. Desde esta perspectiva, que considera antes que nada el “paisaje”, Peñalara es un “símbolo” de primera magnitud.

Esta montaña era un símbolo ya en la pre o proto historia: como señala Francisco Acaso Gómez en su libro *Leyendas del Guadarrama*, posiblemente estemos ante la antigua “Peña del Ara”, es decir, el altar donde ancestralmente se celebraban sacrificios a los dioses. Pero también lo siguió siendo en la historia más reciente: es la cima culminante de la Sierra de Guadarrama y, por ello, lugar de obligado “peregrinaje” para excursionistas y montañeros castellanos. Tal es así, que este topónimo fue elegido en su día para dar nombre al primer club de montaña que se fundó en España; se trata, por supuesto, de “Peñalara: los doce amigos”, que tiene su origen en el año 1913 y luego pasó a denominarse “Real Sociedad Española de Alpinismo Peñalara” (figura 3).

Dadas esas circunstancias, no es extraño que la Junta Central de Parques Nacionales decidiera hacer suya la petición que le cursaran los socios del club Peñalara y declarase en 1930 los Sitios Naturales de Interés Nacional de la Sierra de Guadarrama (figura 4), que entonces fueron: La Pedriza de Manzanares, El Pinar de la Acebeda, y El Circo y Lagunas de Peñalara.

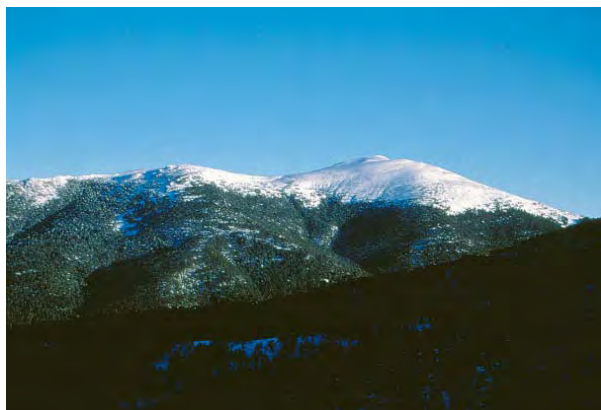


Figura 2.- Extremo occidental de Los Montes Carpetanos; a la derecha de la imagen aparecen las laderas convexas de Dos Hermanas y en su culminación, al fondo, el Pico de Peñalara que destaca como una pequeña bóveda.

Estos hechos que acabamos de relatar, en gran medida son la culminación de todo un proceso iniciado a finales del siglo XIX y en el que destacan las inquietudes naturalistas de muchos científicos y humanistas, y la querencia hacia las montañas (por sus paisajes y ambientes) de algunos ciudadanos.

Las “inquietudes naturalistas” estuvieron bien representadas en la Sociedad de Amigos del Guadarrama que se funda en 1876 por iniciativa del insigne pedagogo Francisco Giner de los Ríos; de algunos miembros de esa sociedad, que en su época juvenil habían participado en las actividades de la misma, partió la idea de erigir un monumento a los pioneros del estudio de la Sierra de Guadarrama: se trata de la *Fuente de los Geólogos*, dedicada a Casiano de Prado, José de Macpherson, Salvador Calderón y Francisco Quiroga por ser, como reza en la placa conmemorativa, los “primeros geólogos que estudiaron el Guadarrama y fueron sembradores de cultura y amor a la Naturaleza”.

La “querencia hacia las montañas” se muestra claramente en la creación de sociedades deportivo-exursionistas, de las cuales fue pionero el *Alpin Club* fundado en el año 1867. En España ese atributo de pionera lo tiene la Asociación Catalana de Excursionismo Científico, fundada en el año 1876 y precedente del prestigioso *Centre Excursionista de Catalunya*, que data del año 1890, y de la efímera *Real Sociedad Española de Excursionismo*, que apareció en el año 1893. Algo más tarde que esas sociedades, ya en el

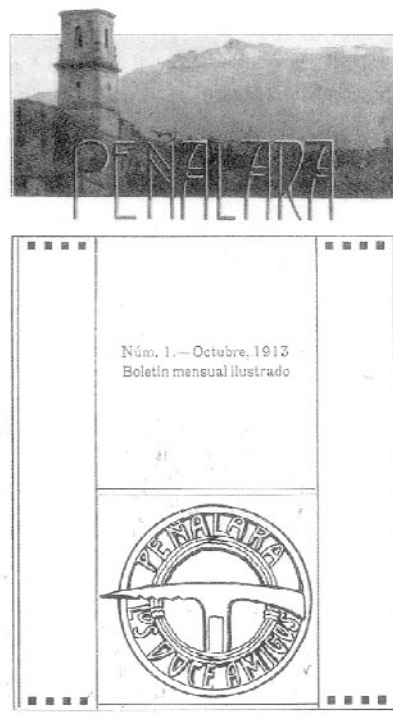


Figura 3.- Portada del primer número de la revista que editara el recién constituido club de “Peñalara: los doce amigos”.



siglo XX, surgen en España los primeros clubes netamente deportivos: es el caso del *Club Alpino Español*, básicamente dedicado al esquí alpino, y el ya mencionado *Peñalara: los doce amigos*.

Siguiendo esta línea de relato histórico a propósito de Peñalara, hemos de citar a D. Pedro Pidal y D. Eduardo Henández-Pacheco, verdaderos promotores en España de la política de espacios protegidos. Sin desmerecer a los anteriores y otros muchos que podríamos citar, es de justicia destacar aquí a un gran guarramista a menudo olvidado en las “crónicas serranas”; se trata de Constancio Bernaldo de Quirós, autor de variados trabajos sobre la Sierra de Guadarrama y Peñalara que aún hoy son referencia obligada para excursionistas y científicos (figura 5). A la labor y perseverancia de este naturalista vocacional (pues su profesión era la de abogado y criminalista), uno de los “doce amigos” fundadores del club Peñalara, se debe en buena medida la declaración de los Sitios Naturales de Interés Nacional de la Sierra de Guadarrama.

Pero ciertamente, ¿cuales son los valores de Peñalara? Por si lo dicho fuera poco, está su paisaje y su contenido científico y didáctico.

Es indudable que **el paisaje** es estética, pero también vivencia. Puede que lo primero controle nuestras reacciones iniciales ante un escenario natural, pero a la larga son las segundas las que nos educan para conocer y apreciar el entorno. Como ya se señaló al principio, el Macizo de Peñalara aparece en conjunto como “una fisonomía redondeada y compacta”: sus cimas alomadas se ajustan poco a esa estética canónica de perfiles recortados que se suele dibujar al representar las montañas. Sin embargo, bien visto, su atractivo es innegable y ello se debe en gran medida a la prestancia con que culmina el entorno: contribuye a romper la monotonía de cimas y laderas de Los Montes Carpetanos e introduce un elemento de grandiosidad en la estética del Valle de El Paular; este conjunto, montaña y valle, aparecen así como la fisonomía típica de lo que es una depresión intramontañosa. Diríamos que este paisaje sí se ajusta a los cánones estéticos y, parafraseando a un castizo, “merece ser portada de calendario” (figura 6).

Si, como vemos, su paisaje es valioso no lo es menos su **contenido científico**. Entre los años 1900 y 1909 dos geomorfólogos austro-alemanes, Albrecht Penck y Eduard Brückner, revolucionaron los conocimientos de la historia más reciente de la Tierra con sus trabajos en los Alpes de Baviera. Su obra *Die Alpen im Eiszeitaler*

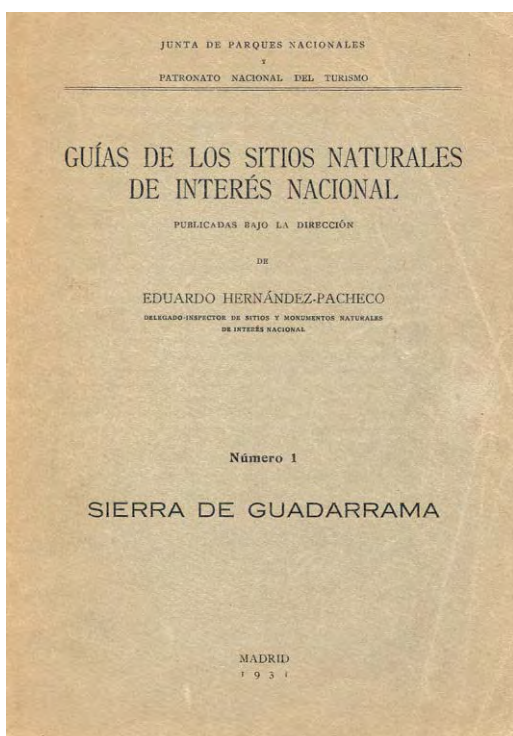


Figura 4.- El número 1 de las Guías de los Sitios Naturales de Interés Nacional correspondiente a los de la Sierra de Guadarrama. Bajo la dirección y coordinación de Eduardo Hernández-Pacheco, son autores de la misma: los geólogos Francisco Hernández-Pacheco y Carlos Vidal y Box; el Presidente y el Secretario General de la Real Sociedad Española de Alpinismo “Peñalara”, en esos momentos Antonio Victory y Arnaldo de España, respectivamente; el botánico Emilio Guinea; y el cofundador del club “Peñalara” y gran guarramista Constancio Bernaldo de Quirós.

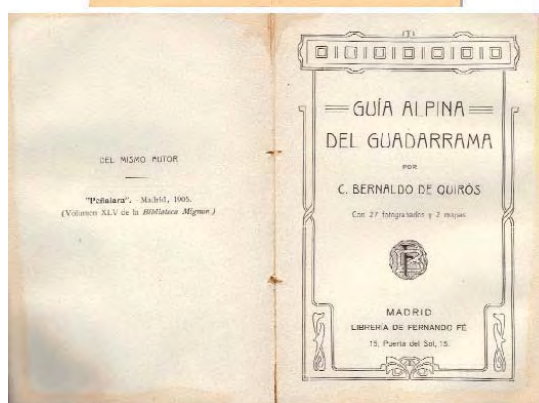
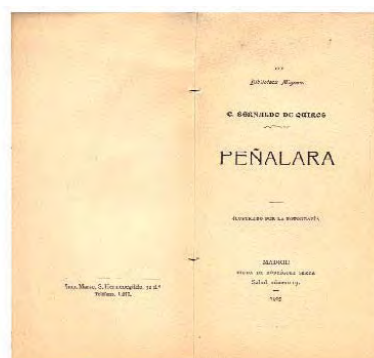


Figura 5.- Portada de las “guías de bolsillo” que realizara Constancio Bernaldo de Quiros; estas tienen el mérito de ser de las primeras, quizás las primeras, guías de excursionismo científico-cultural que se realizaron en España. Bernaldo de Quirós es autor también de múltiples artículos sobre la Sierra de Guadarrama publicados en la revista “Peñalara”, y dos monografías científicas: una dedicada a dicha sierra en su conjunto y otra a La Pedriza de Manzanares.



(Los Alpes durante el periodo glacial) recogía todos los conocimientos acumulados durante esos años y terminaban con la cronología “Aluvial” y “Diluvial”, para consolidar definitivamente en la escala geológica el Sistema Cuaternario y su división en Pleistoceno (antiguo o glacial) y Holoceno (reciente o postglacial); el primero lo subdividieron a su vez en Inferior, Medio y Superior, de acuerdo con las glaciaciones, es decir, las etapas o fases glaciares (separadas por las correspondientes interglaciares) que denominaron: Günz, Mindel, Riss y Würm.

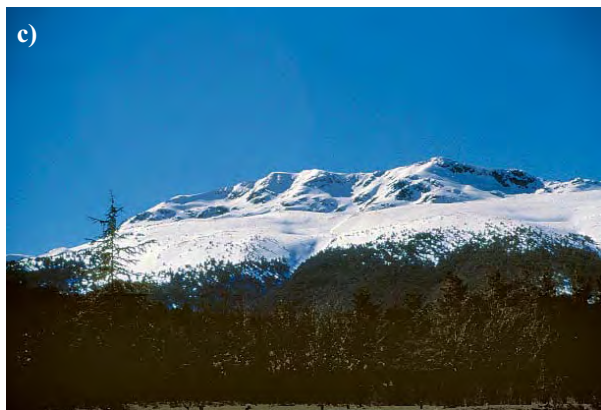
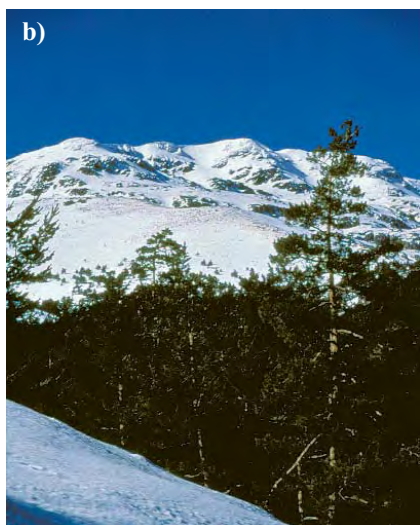


Figura 6.- El Macizo de Peñalara y su paisaje: a) contraste invernal con su cima culminando los bosques en la cabecera del valle del río Eresma; b) aspecto de los “cortados” del frente meridional, vistos desde la cabecera del río Lozoya; c) el macizo en su conjunto “presidiendo” el Valle de El Paular.

Uno de estos geomorfólogos, Albrech Penck, estuvo fugazmente en España y publicó dos trabajos al respecto en 1884 y 1894; en ellos alude al Sistema Central y hace algunos apuntes concretos sobre la morfología glacial de Peñalara. Con todo, esta no era la primera cita sobre esa morfología tan peculiar en la Sierra de Guadarrama: Casiano de Prado en 1864, Baysselez en 1884, Cortazar en 1891, y Macpherson en 1893, ya lo habían detectado y, directa o indirectamente, lo refieren en sus trabajos; sí es cierto que contenían notables imprecisiones sobre la extensión de los glaciares. Precisamente en ese tema intervino Albrech Penck aclarando la génesis de los depósitos llamados “diluviales” y negando su pertenencia a una posible glaciación cuaternaria que llegó hasta el mismo Torreldones; años más tarde Mazarredo, en 1910, Fernández Navarro, en 1915, sentarían las bases de la verdadera dimensión de los glaciares pleistocenos en esta sierra.

A pesar de esos notables precedentes, los verdaderos introductores en España de los estudios de Glaciario en la línea moderna desarrollada por Albrech Penck y Eduard Brückner, fueron Hugo Obermaier y Juan Carandell. Estos geomorfólogos, bien por separado bien conjuntamente, realizan una serie de trabajos acerca de la morfología glacial en las montañas españolas, lo cual queda reflejado en las correspondientes monografías y artículos que, sin duda, deben considerarse magistrales. Por lo que respecta al glaciario del Macizo de Peñalara, ya lo citan en 1915 en un trabajo sobre *El límite de las nieves perpetuas en la Península Ibérica durante el periodo glacial*, sin embargo el verdadero estudio aparece publicado en una monografía del año 1917 (figura 7).

Obermaier y Carandell no eligieron Peñalara al azar; hoy es bien conocido por todos los naturalistas el valor didáctico de este entorno: al tratarse de un glaciario de pequeñas dimensiones y estar tan bien reflejada su morfología (circos, umbrales, complejos morrénico externos e internos, crestas de pulsación, lagunas, etc.), es posible reconocerlo en campo perfectamente. El valor científico-educativo que esto implica es máximo, ya que podemos calificar este entorno como “gran maqueta de la morfología de glaciares de circo y ladera” (figura 8).

Para finalizar con este alegato acerca de los valores científico-didácticos de Peñalara, mencionaremos la turbera de La Hoya de la Laguna Grande, dado que en ella se iniciaron en España los estudios paleoaliglológicos modernos. Esta primicia se debe a los paleontólogos Florchütz y Menendez-Amor que, a partir de los datos extraídos de la turbera, establecieron la secuencia forestal de estas zonas durante los últimos 4000 años; los resultados previos se presentaron en el V Congreso Internacional del INQUA en 1956.



Hemos querido reseñar esos aspectos pues, aunque en principio pueden parecer superfluos o de escasa entidad, les subyacen importantes problemas derivados de la oferta turística y el negocio inmobiliario, o las competiciones deportivo-publicitarias y el negocio de prendas deportivas y otros elementos asociados. Sin pretender hacer ninguna valoración previa y reconociendo al esquí en todas sus modalidades (las ya citadas y otras muchas que se le han ido añadiendo) la misma bondad para cada uno de sus adeptos, lo cierto es que hay muchas actuaciones asociadas al esquí alpino que sobrepasan lo mera y estrictamente deportivo (ocio y educación) y pasan a ser negocio inmobiliario, espectáculo, promoción-publicidad, etc.

Dicho lo anterior, retomaremos el tema de los breves apuntes históricos. Al igual que ocurriera en Chamonix, los “patinadores” también hicieron acto de presencia en España rápidamente: en los pueblos de montaña seguro había notables esquiadores de antaño y sin darle mayor importancia, pero formalmente y con ese “registro” publicitario que parece acompañar siempre al esquí alpino, fueron el Puerto de Navacerrada, La Molina y, algo más tarde, Candanchú los lugares elegidos para empezar la nueva actividad (figura 9).

Ya en 1923 se inaugura el funicular Cercedilla-Navacerrada y este puerto se convierte en un lugar de obligada visita para los amantes de la montaña. Décadas más tarde irán apareciendo otras infraestructuras que van situándose al lado de la antigua “venta” de paso: refugios-chalets de clubes de montaña y del ejército, restaurantes, albergues, etc.; la culminación de este proceso, por lo que significa de cambio cualitativo importante, es la instalación de primer telesilla en 1954, y la ampliación del funicular hasta el Puerto de Cotos en 1970. Con estas actuaciones el Puerto de Navacerrada pasó a ser “la estación de esquí de Navacerrada” y su influjo se extendía hacia Peñalara, Las Cabezas, y Siete Picos; al menos esa era la idea de los promotores, como luego veremos.



Figura 9.- Grupo de “patinadoras” en las laderas de las Guarramillas (foto de la colección E. Hernández-Pacheco, Departamento de Geodinámica, UCM).

En la década de los años 1960 y nuevamente en los Alpes, sobre todo los franceses, se inicia un cambio cualitativo importante en la oferta de espacios de esquí alpino: frente a las ofertas tradicionales, que se apoyaban en núcleos rurales, zonas de paso en la montaña, y alguna que otra infraestructura previa, aparecen lo que dio en llamarse “estaciones de esquí integrales o de tercera generación”. Se trata de verdaderos complejos urbanísticos, frecuentemente localizados fuera del dominio urbano de los núcleos rurales tradicionales, de arquitectura sumamente agresiva con el entorno natural y cultural, y de notables dimensiones, ya que intercomunican varios valles mediante las redes de remontes mecánicos. Los resultados de estas actuaciones están a la vista (figura 10) y desde entonces no ha cesado la polémica entre los defensores de esta manera de hacer las cosas (promotores urbanísticos, operadores turísticos, gestores de estaciones, esquiadores y, también, otros ciudadanos) y los detractores de la misma (montañeros, ecologistas, esquiadores, grupos culturales y científicos e, igualmente, otros ciudadanos).

En España, sin pensárselo dos veces, cunde el ejemplo y así comienzan a nacer nuevas estaciones y se amplían las existentes tratando de “imitar” la nueva vía. A finales de la década de los años 1960 y durante la de los años 1970, consolidan espacios tradicionalmente dedicados al esquí y aparecen otros; es el caso de Navacerrada, La Molina, Candanchú, Sierra Nevada, Valcotos, La Pinilla, Valdesquí, Formigal, o Panticosa, a las que seguirían Baqueira Beret, Astún, Cerler, San Isidro, Cabeza Manzaneda, Valgrande Pajares, Valdezaray, etc. Las implicaciones ambientales de estas actuaciones han sido diversas y ello está en función de varios factores pero, sobre todo, de la localización y volumen de las infraestructuras de remontes mecánicos y de las urbanísticas asociadas; señalemos que no en todas ellas aparecen complejos urbanístico-residenciales, si bien en ciertos casos se debe a una limitación impuesta por la administración y no a una iniciativa propia.

Como hemos señalado, en 1971 Navacerrada presentaba ya toda su red de remontes mecánico y acababan de crearse Valcotos y Valdesquí. En abril de ese mismo año aparece el denominado *Informe inicial sobre la situación del Núcleo Central de la Sierra de Guadarrama desde el punto de vista deportivo*, elaborado por “la Junta Provincial de Educación Física y Deportes de Madrid” y propiciado por el *Proyecto de Desarrollo Turístico-Deportivo del Núcleo Central de la Sierra de Guadarrama* (aprobado por Decreto de Presidencia de Gobierno, 1881/1968); dicho informe se completa y consolida en 1974 con el *Trabajo para el Estudio de Renovación del Proyecto de Desarrollo Turístico-Deportivo del Núcleo Central de la Sierra de Guadarrama*. El volumen de infraestructuras y espacios dedicados al esquí que planteaba dicho proyecto

son de tal envergadura, que difícilmente hubiera quedado nada sin modificar en este sector de la sierra, véase: ampliación del funicular desde Cotos a enlazar con la línea de ferrocarril Madrid-Burgos; posibles teleférico desde El Puerto de Cotos a Peñalara, también a Las Cabezas de Hierro; carretera de enlace entre los puertos de Cotos y la Morcuera siguiendo la ladera septentrional de la Cuerda Larga; redes de remontes mecánicos a lo largo de la ladera septentrional de la Cuerda Larga, en ladera norte del Macizo de Peñalara, en el entorno de Siete Picos y de la Mujer Muerta; y, lo que

tendrá gran trascendencia para el tema que nos ocupa, se contempla una *Zona de Interés Turístico* que algunos localizan en el entorno del Puerto de Cotos (figura 11).

En los años posteriores hay todo un “cruce” de acontecimientos políticos y sociales que dejan a esta zona de la Sierra de Guadarrama abandonada a su suerte, así:

- La confrontación entre promotores de infraestructuras para el esquí y los defensores de la integridad de los parajes de montaña se polariza en el Sector Central de la Sierra de Gredos. El motivo fue la propuesta de un proyecto urbanístico-recreativo a realizar en el municipio de Hoyos del Espino, y cuyos puntos de apoyo eran un campo de golf y, sobre todo, una estación de esquí en el entorno de La Mira-La Covacha. Los destacados valores de esta sierra y la coyuntura sociopolítica, hicieron que la repercusión del tema fuera notoria y, como se puso de manifiesto en las reuniones de La Granja-Valsain y Cercedilla, fue el detonante para la consolidación en España de esos planteamientos alternativos al desarrollo tradicional que dieron en llamarse “ecologismo”; papel destacados en todo ello y justo es recordarlo, tuvieron asociaciones como AEPDEN, la CDM, y GATO.

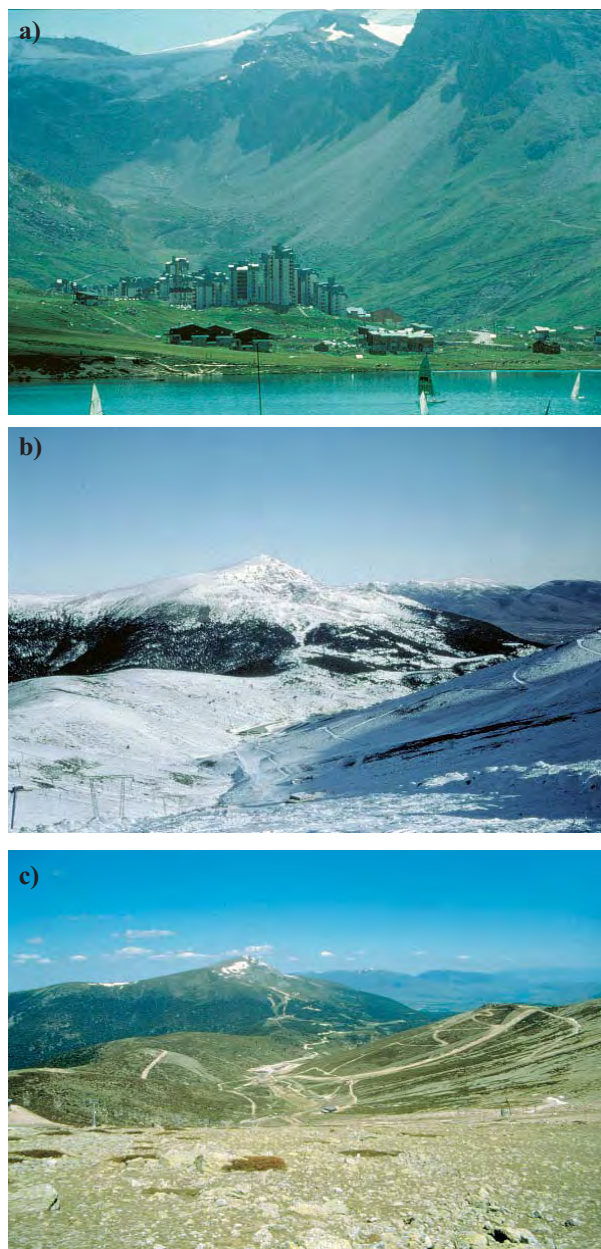


Figura 10.- El impacto sobre el paisaje de montaña de las infraestructuras que acompañan a la actividad de esquí alpino es notorio, como puede apreciarse en las imágenes: a) asentamiento urbano de nueva creación en los Alpes franceses (estación de esquí integral, invierno-verano, de Tignes); b) y c) conjunto Valcotos-Valdesquí y efectos derivados de las actuaciones para acondicionar el terreno de las pistas de descenso, las imágenes corresponden a invierno y verano respectivamente.



Figura 11.- Alguna de las noticias aparecidas en la prensa con motivo de la “difusión” del Proyecto de desarrollo turístico deportivo del núcleo central de la Sierra de Guadarrama.



- Desde el año 1940, el régimen legal y administrativo de los espacios protegidos se ve sometido a continuos cambios. Especialmente significativo fue el de 1975 con la promulgación de la “Ley de Espacios Naturales Protegidos” que cambia las figuras establecidas previamente y obliga a reclasificarlas o, en su defecto, descatalogarlas. En muchos casos no se hizo ni lo uno ni lo otro y la indefinición legal era notoria; una de esas zonas fue precisamente Peñalara. Hubo que esperar hasta el año 1990 para ver corregido ese error al crearse el *Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*; esto ocurría ya con otra ley estatal para los espacios protegidos (la de 1989) y, por supuesto, las autonómicas.

Cuando en el año 1977 de manera casual se conoce que el Ministerio de Información y Turismo (luego Secretaría de Estado de Turismo) tenía el proyecto de construir una depuradora en el Puerto de Cotos, se desata la polémica: asociaciones ecologistas, montañeros, naturalistas y científicos, vecinos del entorno, ICONA, etc., elevan su protesta hacia lo que no era otra cosa que la punta del iceberg: en realidad se trataba de ir financiado las infraestructuras básicas de lo que sería un complejo urbanístico con capacidad para unas tres mil personas. Dicha actuación se apoyaba en la *Ley de Centros y Zonas de Interés Turístico* de 1963 y, concretamente, en el *Proyecto de Desarrollo Turístico del Núcleo Central de la Sierra de Guadarrama* de 1968. Dicho proyecto contemplaba la

creación de un *Centro de Interés Turístico Nacional* en la zona y, no sin cierta polémica, algunos consideraron que la localización exacta era “Valcotos”. De acuerdo con ello, los promotores de esta estación de esquí iniciaron el oportuno expediente de declaración (5 de Mayo de 1971) que fue aprobado en 1975 (Decreto 1985 de julio de 1975, BOE 30 de agosto de 1975).

Hay que constatar que esa Ley que venimos mencionando, la de Centros y Zonas de Interés Turístico, era competencia del Ministerio de Información y Turismo, y dio cobertura legal a no pocas actuaciones urbanísticas realizadas en España; actuaciones que en muchos casos entraron en conflicto directo de competencias y planteamientos con lo establecido por las leyes urbanísticas (la popularmente conocida como “La Ley del Suelo”) o de espacios protegidos (Ley de Montes, Ley de Espacios Naturales Protegidos). Estas cuestiones, unidas a posibles defectos en la tramitación del expediente para aprobar el proyecto de actuación urbanística, dieron gran notoriedad a este contencioso tanto a nivel popular como de los organismos administrativos; tal es así que hubo de intervenir la CIMA (Comisión Interministerial de Medio Ambiente) y el Consejo de Estado que, finalmente, emitió una resolución favorable a los promotores de Valcotos, es decir, a la urbanización (figura 12).

Con esa resolución siempre quedó el complejo urbanístico como una amenaza latente para la integridad natural del entorno de Peñalara; incluso tras cambiar Valcotos de propietarios y en principio, es justo decirlo, desestimar la actuación urbanística entre sus objetivos (aunque sin renunciar explícitamente). Al centrarse los nuevos promotores más en la nieve, surgieron otros problemas derivados del acondicionamiento de las pistas y la intención de equipar la zona con las infraestructuras necesarias para la denominada “producción artificial de nieve”. Por si fueran pocos los desaguados, de la Consejería de Educación y Cultura de la Comunidad de Madrid surge en 1991 el estudio denominado *Una Estrategia de Ecodesarrollo para la Sierra de Guadarrama* y que, entre otros, proponía una serie de actuaciones urbanísticas (no residencial, en principio) para todo el conjunto Navacerrada-Cotos-Valdesquí (figura 13).

Vemos, por tanto, que ni la definitiva declaración del Parque Natural de Peñalara daba a este entorno un mínimo de seguridad. Ésta, sin embargo, comienza a tener visos de realidad en 1999, año en que el gobierno de la Comunidad de Madrid decide compra la finca de Valcotos y, lo más destacado, los responsables de Medio Ambiente consiguen “imponer su criterio” para desmontar las infraestructuras de esquí e iniciar un proceso de restauración.



Figura 12.- Algunos ejemplos de las informaciones aparecidas en la prensa diaria en los primeros meses del “contencioso Valcotos-Peñalara”





Figura 13.- Aspecto general de la Hoya de la Laguna de Peñalara (o "las Hoyas") con el frente o "vallum" morrénico que la cierra (al fondo) y donde aún son evidentes los efectos generados por las obras encaminadas al recrecimiento artificial de la Laguna Chica. Dichas obras fueron realizadas por los propietarios de Valcotos y, tras la correspondiente denuncia y paralización de las mismas que efectuara la Consejería de Ordenación del Territorio, Medio Ambiente y Vivienda de la Comunidad de Madrid en Octubre de 1986, la Agencia de Medio Ambiente procedió a su restauración; dicha restauración consistió: en el desmantelamiento del dique, la restitución de la morfología original (dentro de lo posible), y una mínima revegetación para favorecer el proceso natural de colonización. La fotografía está tomada unos años después que finalizaran las obras de restauración, en 1991, y muestra como la recuperación de la cobertura vegetal es muy lenta.

Epílogo

Tras todo lo dicho, queda claro porqué la solución al conflicto Valcotos-Peñalara no podía ser otra que la dada, es decir, desmontar la estación. Es así porque las cualidades naturales y culturales (gea, flora, fauna, paisaje, valor simbólico) de Peñalara y el Valle de El Páular son importantes y porque, como otras muchas estaciones de esquí, Valcotos fue posible únicamente por la mala gestión de la oferta turística en las montañas; oferta basada en el sobredimensionamiento de algunas actividades, en especial el esquí asociado a infraestructuras de todo tipo. Ese hecho, como se viene denunciando desde hace varias décadas, ha permitido la proliferación de innumerables proyectos de dudosa rentabilidad (salvo para los promotores urbanísticos) que, sin embargo, se presentan como la única alternativa al "llamado subdesarrollo" de las áreas de montaña.

Frecuentemente suelen concluirse estos razonamientos que critican alguna actividad, con la consabida frase de "yo no pongo en duda..."; pues bien, "sí hemos de poner en duda la viabilidad del esquí alpino" puesto que sus promotores han sido incapaces de reconducir un proceso que está transformando las montañas: es una alternativa de vida que termina con otra, modifica sustancialmente el entorno, genera un sistema productivo altamente vulnerable y al que debe acudir con frecuencia la ayuda pública, y margina a los verdaderos amantes de las montañas (incluidos muchos esquiadores). Es evidente que debería analizarse crí-

camente este proceso, pues no parece tener límites: para mantenerse necesitan seguir creciendo; véanse los ejemplos de Baqueira Beret, y de Candanchú-Astún-Formigal, como antes el de Sierra Nevada.

Sería ingenuo considerar que la política de espacios protegidos puede resolver un problema tan complejo como es el de la progresiva degradación de la Naturaleza; también sería sectario no querer ver los problemas que dicha política genera en muchos lugares y a muchos colectivos. Habrá de observarse por tanto de un modo crítico también y estar atentos al devenir futuro, sin embargo, hoy por hoy esos problemas son nimios comparados con los beneficios que está aportando al evitar no pocos destrozos en la naturaleza. Esto resulta evidente en el caso de Peñalara, de aquí su valor paradigmático, ya que estamos ante un notable ejemplo de cómo contrarrestar a quienes impulsan la transformación de las áreas de montaña; esto es: no otorgando privilegios a determinadas actuaciones, y poniendo a disposición de los ciudadanos otro tipo de actividades que, sin duda, demanda tanto o más que el esquí alpino, las pueden practicar todo el año y, lo más importante, todas las generaciones.

A tenor de todo lo dicho hasta aquí, pudiera parecer que ya ha finalizado la etapa de permanente acoso a que se vieron sometidos el entorno de Peñalara y el Valle de El Páular; nada más lejos de la realidad. Aparte de la progresiva y, por desgracia, ya endémica expansión urbanizadora en el Valle, o del soterrado acoso a que ya se ha visto sometida la actuación en Valcotos (y que sin duda puede aumentar en años sucesivos, sobre todo en los de "buena temporada de nieve"), está la amenaza inminente de ese "macrotúnel" que horadará la sierra. No es este el lugar para tratar dicho tema, pues tiene sus foros apropiados y a ellos remitimos a los interesados. Eso sí, esperamos que cuando se haga historia de tal acontecimiento, podamos leer que fue una más de las amenazas que Peñalara y sus valores fueron capaces de desterrar; en gran medida depende de ello el que ese "paradigma para la conservación de las montañas" sea una realidad o quede reducido a la nada. Esa obra, como ya se ha comentado en innumerables foros, sería una de las actuaciones más "despreciables" de todas cuantas ha sufrido (que han sido muchas) la Sierra de Guadarrama; esto es así porque, tras varias décadas de agresiones y con los servicios prestados al desarrollismo impenitente de los promotores de infraestructuras, esta sierra se ha hecho acreedora de una "amnistía". Búsquense alternativas, que las hay, para mejorar las comunicaciones con el noroeste, pero no se haga a costa de reducir a la nada los parajes que constituyen la franja natural más significativa de lo que "aún queda" del Sector Central de la Sierra de Guadarrama, esto es: la Sierra del Hoyo de Manzanares y su entorno hacia los Montes de El Pardo, La Pedriza de Manzanares, el



Macizo de Cabezas de Hierro, el Valle de El Paular-Macizo de Peñalara-La Granja, el Alto Valle de El Eremas-Valsaín, y el Macizo de La Mujer Muerta y sus aledaños. Sería triste, por no calificarlo de otra manera, que nuestros gobernantes esperaran hasta ver terminada esa magna obra, para formular intenciones reno-

vadas de proteger la Sierra de Guadarrama en su conjunto; decimos esto porque ya se habló, entre otras cosas, de un posible Parque Nacional. Desde luego, no son estas las alternativas que necesita la sierra para su supervivencia.

Referencias bibliográficas

- ACASO GÓMEZ, F. 1991. “Leyendas de la Sierra de Guadarrama”. *Cuadernos de Cercedilla*, 4, Excmo. Ayuntamiento de Cercedilla
- ALÍA MEDINA, M.; MENÉNDEZ AMOR, J.; Y VIDAL BOX, C. 1957. *Guadarrama, Massif de Peñalara et variation El Escorial-Manzanares el Real*. Livret-Guide de l’Excursion C3 y C4. V Congrès International, INQUA, Madrid-Barcelona.
- BERNALDO DE QUIRÓS, C. Y CARANDELL, J. 1915. “Guadarrama”. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales*, Serie Geológica, 11, Junta Para Ampliación de Estudios é Investigaciones Científicas
- CENTENO, J. DE D; PEDRAZA, J.; Y ORTEGA, L.I. 1983. “Estudio geomorfológico del relieve de la Sierra de Guadarrama y nuevas aportaciones sobre su morfología glaciár”. *Bol. R. Soc. Española de Hist. Nat.* Serie Geol. 81(3-4).
- ENRÍQUEZ DE SALAMANCA, C. 1971. *Por la Sierra de Guadarrama*. Ed. C. Enríquez de Salamanca, Las Rozas (Madrid)
- ENRÍQUEZ DE SALAMANCA, C. (edit.) 1988. *Peñalara, 75 años (1913-1988)*. Real Sociedad Española de Alpinismo Peñalara, Madrid
- HERNÁNDEZ-PACHECO, E. (dir.) 1931. *Guías de los Sitios Naturales de Interés Nacional, Número 1, Sierra de Guadarrama*. Junta de Parques Nacionales y Patronato Nacional de Turismo. Ministerio de Fomento, Madrid.
- MARTÍNEZ DE PISÓN E. (dir.) 1998. *Madrid y la Sierra de Guadarrama*. Catálogo de la exposición correspondiente, Museo Municipal de Madrid.
- NAVALÓN BLANCH, L. Y PRIETO CANA, D. (eds.) 1999. *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- OBERMAIER, H. Y CARANDELL, J. 1917. “Los glaciares cuaternarios de la Sierra de Guadarrama”. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales*, Serie Geológica, 19, Junta Para Ampliación de Estudios é Investigaciones Científicas
- PARQUE NATURAL DE PEÑALARA. Documentación diversa relativa a las características, valores, y eventos ocurridos en este entorno. Servicio de Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- PEDRAZA, J. DE 1984. “El Guadarrama: de un pasado prometedor a un presente lamentable”. *Alfoz*, nº 6, Madrid.
- PEDRAZA, J. DE; BARDAJÍ, T.; CENTENO, J. DE D.; Y FERNÁNDEZ, P. 1991. *Mapa Geológico de Segovia*. Mapa Geológico de España (MAGNA), E: 1:50000, hoja nº 483, ITGE, Madrid.
- PEDRAZA, J. DE (dir.) 1992. Proyecto de Diseño y Adecuación del Centro de la Naturaleza de El Hornillo: *La Sierra de Guadarrama: Historia Natural y proyección social*. Agencia del Medio Ambiente, Comunidad de Madrid, (Inédito).
- Prensa Periódica (básicamente diarios de los años 1977 a 1979): ABC, DIARIO 16, EL PAÍS, INFORMACIONES, NORTE DE CASTILLA, HOJA DEL LUNES, EL ADELANTADO DE SEGOVIA.
- SANZ HERRÁIZ, C. 1998. *El relieve del Guadarrama Oriental*. Consejería de Política Territorial, Comunidad de Madrid, Madrid.
- VALENZUELA, M. 1977. *Urbanización y crisis rural en la Sierra de Madrid*. Instituto de Estudios de la Administración Local, Madrid
- VARIOS (1973). Informe que amplía el de 1971 denominado: Situación del núcleo central de la Sierra de Guadarrama desde el punto de vista deportivo. Junta Provincial de Educación Física y Deportes, Madrid (Inédito).



LA RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE LA ANTIGUA ESTACIÓN DE ESQUÍ DE VALCOTOS Y EL PROGRAMA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA

FRANCISCO SÁNCHEZ-HERRERA HERENCIA

*Jefe de Servicio de Espacios Naturales Protegidos
Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid*

Introducción y antecedentes históricos

El *Parque Natural de Peñalara* es uno de los espacios protegidos más importantes de la Comunidad de Madrid y el más representativo en cuanto a ecosistemas de alta montaña. En él destaca su geomorfología de origen glaciar y la singularidad y diversidad de sus especies y hábitats. El macizo de Peñalara es el último refugio para numerosas especies norteñas, que actualmente son muy raras en estas latitudes y que se encuentran en situación de amenaza.

La antigua estación de esquí alpino de Valcotos ocupaba la zona comprendida entre el Puerto de Los Cotos y la Hoya de la Laguna Grande de Peñalara. La Comunidad de Madrid la expropió por motivos de conservación en diciembre de 1998. El límite de la finca adquirida, denominada “Los Cotos”, llega hasta la misma orilla de la Laguna Grande de Peñalara y hasta el arroyo que nace en ella. La finca tiene una superficie de 268 Ha, de las que 120 Ha se encuentran dentro de los límites del Parque Natural de Peñalara establecidos conforme a la Ley 6/1990 de declaración del Parque.

La finca de Los Cotos mantiene continuidad con las formaciones geológicas y ecosistemas del resto del Parque Natural de Peñalara constituyendo una misma unidad ambiental, homogénea en cuanto a sus características estructurales, funcionales y dinámicas. Por ello, también debe ser una misma unidad de cara a la planificación y a la gestión para la conservación de los ecosistemas de alta montaña de este espacio natural protegido.

En la mitad septentrional de la finca de los Cotos se encuentra un amplio sector del complejo glaciar del Circo de la Laguna Grande de Peñalara. Este complejo constituye el conjunto de modelado glaciar más desta-

cado de toda la Sierra de Guadarrama; es único por la riqueza, por la ejemplaridad y por haber mantenido desde el pleistoceno un buen estado de conservación de todas las formaciones de origen glaciar.

El Parque Natural de Peñalara y el resto de la finca de Los Cotos están en la cabecera del “*Valle de El Paular*”. En pleno corazón de la Sierra de Guadarrama, este espacio natural es el valle de mayor entidad y cuenta con un patrimonio natural y cultural muy valioso. El territorio que denominamos “Valle de El Paular” tiene la figura de *Área de Influencia Socioeconómica* del Parque Natural de Peñalara, que de acuerdo con lo dispuesto por la propia Ley de declaración del Parque, coincide con el territorio jurisdiccional del término municipal de Rascafría que incluye los núcleos tradicionales de El Paular, Rascafría y Oteruelo del Valle.

Algo más de la mitad del territorio del Valle de El Paular está declarado desde 1989 como *Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) del Alto Lozoya*, en aplicación de la Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres. La ZEPA se declaró, entre otros valores ornitológicos, por ser la mayor colonia nidificante de buitre negro (*Aegypius monachus*) de la Comunidad de Madrid y del centro peninsular. Esta colonia de buitre negro presenta la peculiaridad de ser una de las más singulares de Europa por la altitud a la que se encuentra y por el sustrato de nidificación. Los parámetros reproductores de la colonia de buitre en el año 1999 son suficientemente significativos: se han controlado 76 nidos, con 51 parejas, 46 de ellas reproductoras, con un resultado final de 32 pollos volados.

Además el Valle de El Paular, por mantener una gran representación de hábitats y especies de los Anexos I y



II de la Directiva 92/43/CEE, constituye uno de los núcleos principales del *Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) “Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte”*, aprobado por los Acuerdos del Consejo de Gobierno de la Comunidad de Madrid del 15 de enero de 1998 y 2 de septiembre de 1999, en aplicación de la mencionada directiva conocida como Directiva Hábitats.

Desde finales del siglo XIX Peñalara y su entorno despertaron gran interés científico, cultural y excursionista. La primera figura de protección que tuvo este paraje -*Sitio Natural de Interés Nacional de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*, declarado en 1930- fue promovida por excursionistas y científicos reunidos entorno a la *Real Sociedad Española de Alpinismo Peñalara*. En las primeras décadas del siglo XX, esta sociedad se encargó de divulgar la singular geomorfología glaciar de este espacio y sus valores recreativos para el excursionismo de Madrid, solicitando su preservación para las generaciones futuras al igual que estaba sucediendo en otros espacios protegidos en esta época, incorporándose así al movimiento pionero de protección de la naturaleza.

Esta orientación cambió a finales de los años sesenta, en pleno apogeo del desarrollismo turístico enfocado a los grandes complejos para la práctica masiva del esquí alpino con amplias zonas residenciales anexas. Así, en 1969 se inicia la construcción de la estación de esquí de Valcotos, que afectó gravemente a buena parte de los valores protegidos desde 1930. Afortunadamente los proyectos de desarrollo inmobiliario quedaron frenados salvándose así de un desastre aún mayor.

A mediados de la década de los ochenta se relanzan nuevos proyectos y actividades relacionadas con el esquí alpino y resurgen las amenazas de urbanización que ponen en peligro la conservación de este valioso espacio. Surge una fuerte oposición por parte de científicos y movimientos sociales que de nuevo consiguen parar esos proyectos y que la Asamblea de Madrid apruebe la reclasificación del antiguo Sitio Natural de Interés Nacional a Parque Natural, realizada mediante la Ley 6/1990, de 10 de mayo, de declaración del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara, con base en la Ley 4/1989 de conservación de espacios naturales.

En diciembre de 1998 la Comunidad de Madrid expropia la finca y en mayo de 1999 la Consejería de Medio Ambiente inicia el desmantelamiento de la obsoleta estación de esquí alpino y la restauración de los ecosistemas originales de este paraje.

Con la adquisición de Valcotos se desenterraban las amenazas de urbanización de la finca y se iniciaban los trabajos de desmantelamiento de la estación de esquí, como paso previo a la restauración total de la finca.

El hecho, que puede considerarse pionero al no existir precedentes similares en nuestro país, adquiere mayor relevancia al encontrarse incluida casi la mitad de la finca de Valcotos en el Parque Natural de Peñalara.

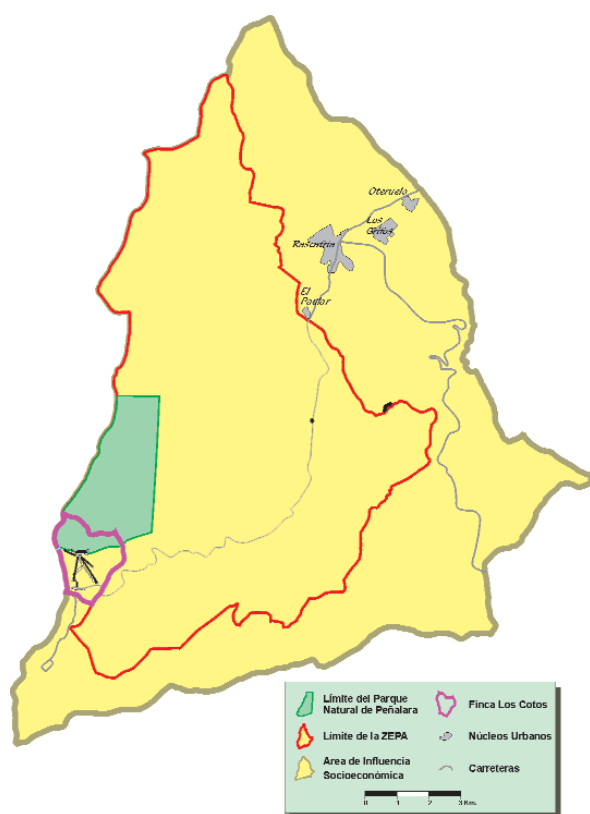
Valores ambientales de la finca de Los Cotos

La finca de Los Cotos comprende una superficie de 268 hectáreas, de las que 120 se encuentran incluidas en el Parque Natural de Peñalara; esto es, casi la mitad

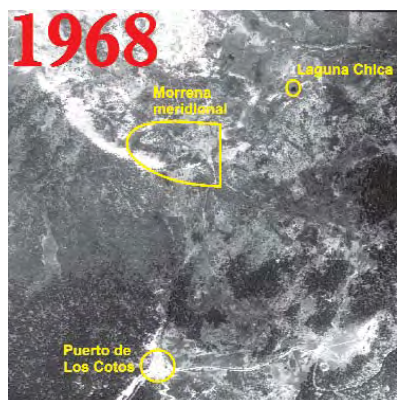
Figura legal	Ámbito territorial	Legislación	Superficie (Ha.)
Parque Natural de Peñalara	Área de la vertiente madrileña del pico Peñalara, entre los 1640 m y los 2428 m de altura, que comprende el ámbito con geomorfología glaciar	Declarado por Ley de la Comunidad de Madrid: Ley 6/1990, de 10 de mayo, de declaración del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara (BOCM 141, de 15.6.1990)	768
ZEPa del Alto Lozoya (Zona de Especial Protección para las Aves)	Comprende el Parque Natural de Peñalara y la zona forestal contigua en la cabecera del Valle de El Paular en torno al área de cría del buitre negro	Declarada en 1989 en aplicación de la Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres	7.869
Area de Influencia Socioeconómica "Valle de El Paular"	Coincidente con el término municipal de Rascafría	Area de Influencia Socioeconómica del Parque Natural de Peñalara declarada por la Ley 6/1990	15.030
Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) "Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte"	Comprende los espacios naturales más importantes de la comarca Sierra Norte	Aprobado por Acuerdos del Consejo de Gobierno de la Comunidad de Madrid del 15 de enero de 1998 y 2 de septiembre de 1999, en aplicación de la Directiva 92/43/CEE.	49.916

Tabla 1. Figura legal, ámbito territorial y legislación de las áreas relacionadas con el sistema de protección del Parque Natural de Peñalara.





Mapa del término municipal de Rascafría en el que se marcan el Parque Natural de Peñalara, Área de Influencia Socioeconómica, Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Alto Lozoya y la Finca Los Cotos en la que se situaba la estación de esquí, incluida en parte dentro de los límites del Parque Natural.



Fotografía aérea del Puerto de Los Cotos y la parte meridional del macizo de Peñalara antes del inicio de la construcción de la estación de esquí Valcotos en 1969-71



Algunos de los impactos ocasionados por la estación de esquí

Fotografías aéreas de los años 1968 y 1995 en las que se aprecian los impactos generados por las infraestructuras asociadas a la estación de esquí Valcotos antes y después de su construcción. Fuentes de las fotografías: 1968, Instituto Geográfico Nacional, E. 1:18.000; 1995, Comunidad de Madrid, E. 1:18.000.

de la finca, el 48% de su superficie, se encuentra ubicada en el interior de este espacio natural protegido y el resto en su entorno más cercano.

La finca limita al norte con la Laguna Grande de Peñalara, el arroyo del mismo nombre; al sur con el arroyo de Los Cotos; al este con el pinar de la Cinta y al oeste con el límite de la provincia de Segovia de la Comunidad de Castilla-León

Las razones de interés que motivaron la adquisición por expropiación de la finca de Los Cotos, el desmantelamiento de la estación de esquí Valcotos y el inicio de los trabajos de restauración han sido varias y enormemente importantes, mereciendo destacar, en primer lugar, los valores ambientales de la finca.

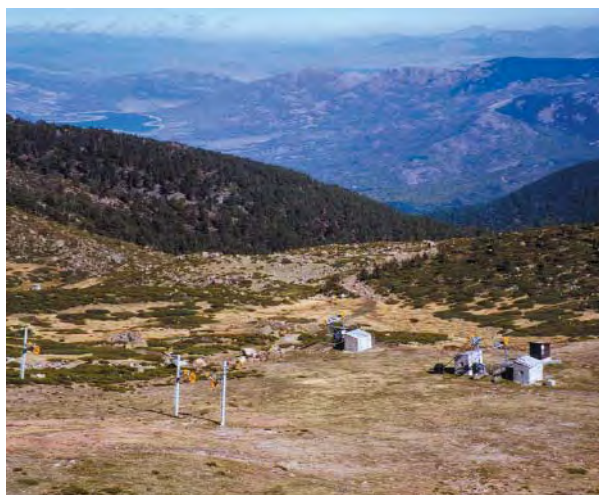
Los Cotos mantiene continuidad con las formaciones geológicas y ecosistemas del Parque Natural de Peñalara, correspondiendo a una misma unidad natural de características estructurales homogéneas. Gran parte de la finca comprende la mitad meridional del complejo glaciar del Circo de la Laguna Grande de Peñalara y constituye el conjunto de modelado glaciar más destacado de la Sierra de Guadarrama.

Por otro lado, la finca presenta una gran singularidad por su elevada riqueza de especies y diversidad biológica. La fauna y la flora de este área cuenta con interesantes peculiaridades biogeográficas, tanto por la presencia de especies de alta montaña como por las especies de óptimo eurosiberiano que se encuentran en su límite meridional de distribución.

En cuanto a la diversidad de hábitats, en la finca se dan dos factores especialmente relevantes. Por un lado, un gradiente altitudinal, comprendido entre los 1.750 metros en la zona más baja y los 2.280 metros de Dos Hermanas, que dan lugar a una sucesión de pisos de vegetación desde los pinares naturales de pino silvestre hasta el matorral y pastizal de cumbre. Por otro lado, la existencia de condicionantes topográficos, geomorfológicos y microclimáticos que imprimen grandes modificaciones en la organización altitudinal, dando lugar a un mosaico de hábitats como lagunas, turberas cervu-nales, gleras y roquedos.

Junto a los anteriores, el valor paisajístico es otro elemento destacado por tratarse de una zona de montaña de enorme interés geomorfológico, con resaltes y





En las Hoyas se explanó la geomorfología original para la instalación de los remontes.



Caseta de salida del telesilla Los Cotos.

hoyos, grandiosos roquedos y láminas y cursos de agua.

Todos estos valores son los que propiciaron que Peñalara fuese declarado en 1930 Sitio Natural de Interés Nacional y, más recientemente, en 1990 Parque Natural.

Pero además de tratarse de un espacio natural protegido, y Valcotos forma parte de él, la finca se encuentra también incluida en la Zona de Especial Protección para las Aves del Alto Lozoya, siendo limítrofe con la de Valsaín, y propuesta por la Comunidad de Madrid como Lugar de Interés Comunitario para su inclusión en la futura Red Natura 2000.

Por último, la finca limita, como ya se ha comentado, con la Laguna Grande de Peñalara, incluida en el Catálogo de Humedales Protegidos de la Comunidad de Madrid.

Alteraciones del medio natural originadas por la estación de esquí de Valcotos

Las alteraciones sobre el medio natural originadas por la estación de esquí han sido numerosas y han afec-

tado a zonas muy sensibles. Se ha eliminado vegetación natural, roquedos e irregularidades del terreno en amplias zonas para el trazado de las pistas y la construcción de otras infraestructuras. Como resultado de los movimientos de tierra han quedado cúmulos y cordones laterales a las pistas de piedras y tierra. Se han explanado amplias superficies para acondicionar las partes iniciales y finales de las pistas y para las construcciones asociadas a la estación; algunas de estas explanaciones presentan desmontes y terraplenes de gran magnitud. Se han realizado numerosas excavaciones para las cimentaciones de las pilonas y casetas. Se han desviado regatos y se han drenado trampales y zonas de descarga.

El impacto paisajístico es muy elevado por la destrucción de las formaciones naturales y por la introducción de estructuras artificiales -edificios, pilonas tendidos de los remontes, etc-. Este impacto resultaba agravado por su enorme incidencia visual al situarse las

Denominación de la Pista	Supf. (Ha)	Longitud en línea recta (m)
Zabala	5,9	890
La Pradera (desde intersección con Zabala)	3,5	740
Las Lagunas (Las Hoyas)	6,1	470
Dos Hermanas (ladera Sur)	4,6	550
Puerto de los Cotos (Hoya del Toril)	2,5	500
Junior	1,6	180
Total	24,2	-

Tabla 2. Pistas de esquí



Núcleo de la estación en la morrena meridional del circo glaciar. Las infraestructuras provocan un fuerte impacto paisajístico y alteraciones en la geomorfología glaciar.



Nombre	Cota infer.-super.	Longitud	Nº pilonas	Zonas explan.	Edificaciones
Telesilla Zabala	1.855-2.080	790	9 + 2 arcos	2	4
Telesilla La Pradera	1.800-2.065	930	9 + 2 arcos	2	2
Telesquí Las Hoyas I	2.020-2.115	380	6	2	3
Telesquí Las Hoyas II	2.020-2.115	380	6	2	2
Telesquí Las Hoyas III-bis (antiguo) (fue desmontado y reubicado en los años 80)	1.995-2.105	480	8 (dados cimentación)	3	2 (ruinas)
Telesquí Las Hoyas III	2.017-2.150	480	8	3	3
Telesquí Dos Hermanas antiguo (fue desmontado y reubicado en los años 80)	2.020-2.260	680	8 (dados cimentación)	2	2 (ruinas)
Telesquí Dos Hermanas	2.080-2.245	500	9	2	2
Telesquí Puerto de los Cotos (antiguo) (fue desmontado y reubicado en los años 80)	1.830-1.915	475	(dados cimentación)	2	2 (ruinas)
Telesquí Puerto de los Cotos (Hoya Toril)	1.950-2.065	475	7	1	2
Telesquí Junior	1.820-1.865	180	5	1	2
Telesquí Portátil	-	-	2	-	-
TOTAL		5.750	65	22	20

Tabla 3. Remontes e infraestructuras asociadas a la estación de esquí Valcotos

alteraciones en zonas elevadas, muy visibles desde todo el ámbito del circo de la Laguna Grande de Peñalara y desde otras áreas próximas al Puerto de Los Cotos. La erosión laminar y en cárcavas, desencadenada por todas estas obras, supone un gran riesgo, incrementado aún más por las elevadas pendientes y por la disposición de las infraestructuras conforme a las líneas de máxima pendiente.

Las pérdidas más graves son las que afectan a valores dañados de forma irreversible. Así desde el inicio de la construcción de la estación de esquí se ha afectado de forma irreversible a varias zonas de gran interés geomorfológico. Los impactos más graves a la geomorfología glaciár afectan a la morrena derecha del circo de la Laguna Grande de Peñalara, en distintos puntos (cota 2.100 m., cota 2.020 m. y 1.960 m.). En la zona del 2.100, la morrena ha sido decapitada y se ha explanando una gran superficie para la construcción de varias casetas de los remontes y el Bar 2.100. La cons-

trucción del camino de acceso a la pista de esquí de Las Hoyas y el gran desmonte paralelo a este camino, en la cota 2.020, ha roto la morrena, dejando un gran talud sometido actualmente a una fuerte erosión. En la zona más baja de esta morrena, en torno a la Laguna Chica, se construyó en 1986 un dique y se abrieron varias zanjas, alterando completamente la estructura de la morrena (zonas en las que en 1988 la antigua Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid restituyó el perfil topográfico original). Así mismo, la explanación de la pista de esquí de Las Hoyas ha supuesto la alteración irreversible de la secuencia de los depósitos glaciares que quedaban como registro de las últimas pulsaciones pleistocenas.

Otras obras en distintos puntos de la finca han supuesto graves alteraciones y presentan altos niveles de erosión y riesgos de deslizamiento de laderas, especialmente los desmontes, explanaciones y zanjas en la ladera de Dos Hermanas (desde los 2.200 m. hasta los



Para la retirada de elementos pesados se emplearon medios aéreos y así no ocasionar mayores impactos.



Escombros y materiales pequeños se retiraron con mulas.





Restitución de la geomorfología original tras eliminar las infraestructuras.



Como primer paso en la restauración se ha recuperado la topografía original de la morrena antes de comenzar la revegetación.

1.950 m.), el desmonte lateral del depósito de agua y la zona de influencia del telesquí del “Puerto de Los Cotos”, situado en la parte alta de la Hoya del Toril.

Junto con estos impactos sobre el suelo y la topografía se han producido otros de carácter también irreversible como la destrucción de organismos, muchos de ellos especies singulares, pérdida de hábitats, encauzamiento y drenaje de cursos de agua y humedales. La acumulación de materiales y maquinaria de desecho, el estado ruinoso de algunas obras, la profusión de carteles y señales deteriorados e inadecuados son otros elementos que suponían un fuerte impacto paisajístico.

Infraestructuras de la antigua estación de esquí

Todas las instalaciones recogidas en la tabla 3, relativas a los remontes, ya han sido desmanteladas, demolidas las construcciones y retirados los escombros, habiéndose concluido esta fase de los trabajos en noviembre de 1999.

Programa de restauración ambiental y de conservación del Parque Natural de Peñalara

Una vez adquirida la finca de la antigua estación de esquí de Valcotos por la Comunidad de Madrid, la Consejería de Medio Ambiente ha iniciado un ambicioso proyecto de restauración ambiental de todas las zonas alteradas. Los objetivos son eliminar impactos, recuperar las formas originales del paisaje y regenerar los ecosistemas que han sido alterados durante los últimos 30 años, todo ello dentro de un programa de conservación para garantizar la pervivencia de este singular espacio.

En mayo de 1999 se iniciaba el desmantelamiento de las instalaciones, la demolición de las construcciones y

la retirada de todo el material y escombros acumulados en la finca. Esta primera fase se ha completado durante el periodo de mayo a noviembre. Así mismo, se ha iniciado la restitución del relieve en la zona del 2100 y en la parte superior de Dos Hermanas.

Las líneas generales de este programa se enumeran a continuación.

Objetivos del Programa:

- Restaurar los elementos dañados del medio natural: geomorfología, cubierta vegetal, calidad visual del paisaje.
- Controlar los problemas ambientales y de gestión: control y minimización de los impactos ambientales negativos, erosión, ordenación de accesos y sendas, control de accesos, medidas de conservación y man-



En las Hoyas ya se ha procedido a su restauración parcial, eliminando las infraestructuras y corrigiendo su topografía original en la medida de lo posible, sin provocar mayores impactos.



tenimiento de los ecosistemas, mejora del conocimiento científico sobre este espacio.

- Adecuar las instalaciones y áreas de acogida para los visitantes al Parque Natural de Peñalara mediante la mejora y puesta en valor de los servicios a los usuarios: servicios de primeros auxilios y evacuación, acondicionamiento de los accesos y aparcamientos, equipamiento de instalaciones con sistemas de saneamiento y tratamiento de vertidos residuales, señalización, adecuación paisajística, instalación de elementos autointerpretativos...
- Ordenar los usos de los recursos de forma compatible con la conservación del espacio natural para propiciar un desarrollo económico sostenible en el Área de Influencia Socioeconómica del Parque.

Actuaciones contempladas en el Programa

Acción 1: Restauración del área de la pista de esquí de “Las Hoyas”.

Acción 2: Restauración de la morrena meridional del Circo de La Laguna Grande de Peñalara en la zona del Bar 2.100.

Acción 3: Desmantelamiento del telesquí de Dos Hermanas, de los restos del antiguo remonte de Dos Hermanas y restauración de las trazas de arrastre de esquiadores y de la pista de esquí.

Acción 4: Corrección de impactos y restauración de la morrena meridional en la zona del camino de entrada a la pista de esquí de Las Hoyas, en la cota 2.020.

Acción 5: Adecuación y restauración del área del Azud y caseta de toma de agua en la salida de la Hoya de Peñalara por el arroyo de la Laguna Grande.

Acción 6: Medidas de conservación de la Laguna Grande de Peñalara y adecuación de su entorno.

Acción 7: Medidas de acondicionamiento y restauración de las sendas hacia el Refugio Zabala y en el fondo de la Hoya de Peñalara.

Acción 8: Desmantelamiento del telesquí del Puerto de los Cotos (situado en la cabecera de la Hoya del Toril).

Acción 9: Desmantelamiento del telesilla de La Pradera y restauración de la pista de esquí.

Acción 10: Desmantelamiento del telesilla Zabala y restauración de la pista de esquí alpino.

Acción 11: Desmantelamiento del telesquí Junior.

Acción 12: Eliminación de antiguos caminos de servicio a las pistas y remontes y restauración de las zonas afectadas.

Acción 13: Adecuación del entorno del depósito del agua.

Acción 14: Adecuación del entorno de la fuente del camino principal.

Acción 15: Restauración y adecuación del área de aparcamiento.

Acción 16: Mejora del área de accesos y acogida.

Actuaciones complementarias: Ordenación de las actividades recreativas y de desarrollo del Área de Influencia Socioeconómica

Acción 17: Planificación y puesta en valor de senderos, zonas de estancia, itinerarios autointerpretativos y miradores.

Acción 18: Implantación de servicios de información, vigilancia, mantenimiento y control de visitantes.

Acción 19: Desarrollo de investigación básica y aplicada para mejorar el conocimiento científico del Parque y de su entorno.

Acción 20: Desarrollo de planes de ordenación de los recursos para la reactivación económica del área.



VEGETACION LIQUÉNICA Y PROCESOS NATURALES DE COLONIZACIÓN EN EL MACIZO DE PEÑALARA

LEOPOLDO G. SANCHO

*Departamento de Biología Vegetal II
Facultad de Farmacia
Universidad Complutense de Madrid
28040 Madrid
sancholg@eucmax.sim.ucm.es*

Introducción

En el Macizo de Peñalara, al igual que en cualquier otra alta montaña del mundo, apreciamos una disminución en la biodiversidad vegetal a medida que se asciende en altitud. Este empobrecimiento se ha observado con precisión en los Alpes (Körner, 1999), aunque también en el propio Macizo de Peñalara (Fernández-González, 1999). Sin embargo, el número de especies líquénicas que crecen sobre el suelo o las rocas no parece verse afectado por la altitud, al menos por debajo del nivel de nieves perpetuas. En los pisos oro- y crioromediterráneo de la Sierra de Guadarrama han sido catalogadas unas 200 especies de líquenes rupícolas (Sancho, 1986), prácticamente las mismas que se conocen de los pisos supra- y mesomediterráneo (Rico, 1989).

Así, al disminuir en la alta montaña el número y la biomasa de las plantas vasculares, el significado ecológico y paisajístico de los líquenes se refuerza. En términos de biodiversidad, es interesante comparar el cociente, n° de especies de plantas vasculares/ n° de especies de líquenes, que en el piso supramediterráneo (Valle del Lozoya) tiene un valor cercano a 5 y en el Macizo de Peñalara se aproxima a 1, es decir, prácticamente el mismo número de líquenes que de plantas vasculares.

Aunque desde el punto de vista ecológico y fisiológico los líquenes se comportan como típicos vegetales fotosintetizadores, no podemos ignorar su naturaleza simbiótica, hasta cierto punto responsable de algunas de sus características más notables. Los líquenes son organismos duales constituidos por un hongo (micosimbionte), componente mayoritario de la simbiosis y responsable de su morfología, y un fotosimbionte que en la mayoría de los líquenes de alta montaña consiste

en algas verdes unicelulares. Sin embargo, a pesar de la importancia del micosimbionte, todos los hidratos de carbono necesarios para el crecimiento del líquen son incorporados a través de la fotosíntesis. Naturalmente, debido a la escasez del fotosimbionte, la productividad primaria de los líquenes, y por tanto su velocidad de crecimiento, es en general inferior a la de otros vegetales.

Los líquenes compensan este lento crecimiento mediante su capacidad de adaptación a las bajas temperaturas, su extraordinaria resistencia a condiciones extremas y su remarcable longevidad. En la Sierra de Guadarrama se ha observado como especies líquénicas de la misma familia pero con distinta distribución altitudinal muestran diferentes tasas de fotosíntesis neta y sobre todo, óptimos de temperatura muy diferentes (figura 1). En numerosas especies de líquenes alpinos y polares se ha comprobado su capacidad de revitalización después de períodos de varios años de congelación en estado seco o su supervivencia después de una inmersión en nitrógeno líquido (Kappen, 1973, 1993).

Pero sin duda ha sido la sorprendente longevidad de algunas especies de líquenes lo que ha motivado su utilización como datadores biológicos de procesos geomorfológicos o incluso de restos arqueológicos (Sancho & Valladares, 1993). La base metodológica de estos trabajos exige el conocimiento previo de la velocidad de crecimiento de las especies líquénicas seleccionadas. En la alta montaña y regiones polares los líquenes se han utilizado especialmente en la datación de alteraciones recientes en la cubierta glaciar o nival, aprovechando también el carácter primocolonizador de ciertas especies, que se comportan como pioneras en la colonización de superficies rocosas recientemente expuestas.



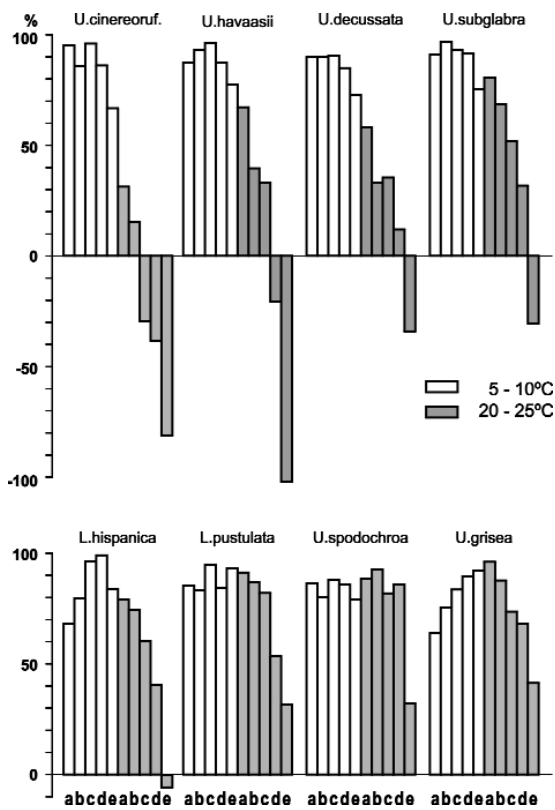


Figura 1: Comparación del rendimiento de la fotosíntesis neta a 5-10 °C (histogramas blancos) y a 20-25 °C (histogramas grises) de varias especies de *Umbilicaria* y *Lasallia*, medido como porcentaje sobre el máximo obtenido para cada una de las radiaciones utilizadas (a=620, b=400, c=220, d=110, e=55 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Las cuatro especies superiores son típicas de alta montaña y las cuatro inferiores de zonas medias o basales (de Sancho & Kappen 1989, modificado).

Hasta hace poco más de una década los líquenes eran probablemente uno de los grupos peor conocidos de nuestras montañas. En la actualidad, después de la realización de dos tesis doctorales y diversos trabajos más puntuales, sabemos de la existencia de alrededor de 200 especies en el Macizo de Peñalara, lo que supone aproximadamente el 75% de toda la flora líquénica conocida en el alto Sistema Central (Sancho, 1986) y más del 50% de la flora líquénica rupícola de la Comunidad de Madrid (Rico, 1989). Este hecho contribuye a subrayar la representatividad y riqueza florística del Macizo de Peñalara. Además, la variabilidad morfológica propia de un área fuertemente influida por las glaciaciones cuaternarias, origina un gran número de hábitats en los que se desarrollan los principales tipos de comunidades líquénicas de alta montaña, incluidas, naturalmente, las comunidades pioneras, que en las zonas más inestables o de cubierta nival muy prolongada muestran las primeras etapas de los procesos de colonización.

Principales aspectos de la flora y vegetación líquénica en el Macizo de Peñalara.

La estructura fitogeográfica de la flora líquénica rupícola del Macizo de Peñalara coincide, a grandes rasgos, con la de otras altas montañas europeas. Atendiendo a la distribución de sus aproximadamente 200 especies, podemos establecer cinco grandes grupos, o contingentes florísticos, de tamaño desigual (figura 2). El porcentaje más alto, 38%, corresponde al contingente ártico-alpino, es decir, a la flora propia de regiones frías del Hemisferio Norte. El contingente cosmopolita es también muy importante, con un 27% de las especies catalogadas. La flora típica de las montañas mediterráneas o submediterráneas se hace notar en Peñalara con un porcentaje del 16%, mientras el contingente de especies propiamente alpinas euroasiáticas alcanza sólo el 12%. Por último, el elemento boreo-oceánico, que reúne las especies con una distribución restringida a regiones frías pero oceánicas del Atlántico norte (costa meridional de Groenlandia, montañas noruegas, etc.), aparece con tan sólo el 7%, como era lógico esperar en una montaña tan mediterránea y continental como la Sierra de Guadarrama.

La flora líquénica del Macizo de Peñalara, aunque distribuida en comunidades discretas bien diferenciadas, no acusa especialmente las diferencias altitudinales dentro del propio Macizo. Tan sólo unas 20 especies pueden considerarse típicas del piso crioromediterráneo, de forma que en nuestro área de estudio aparecen exclusivamente en las zonas culminales de Dos Hermanas, Peñalara y Risco Claveles. Los géneros mejor representados son *Aspicilia* (18 especies), *Lecanora* (15 especies), *Lecidea* s.l. (31 especies),

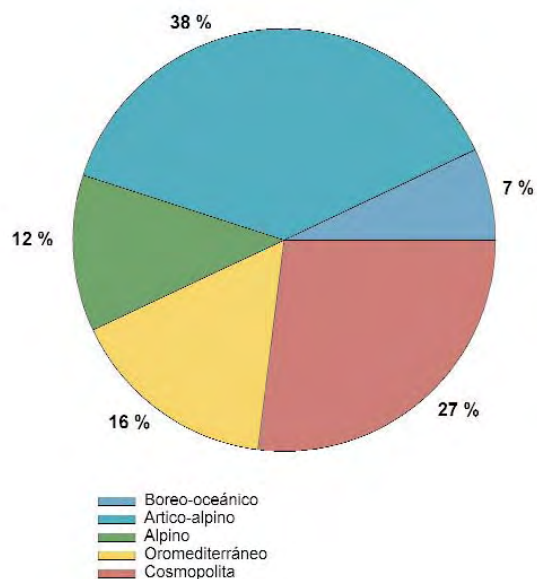


Figura 2: Porcentaje de los principales contingentes florísticos en la flora líquénica del Macizo de Peñalara.



Rhizocarpon (25 especies) y *Umbilicaria* (21 especies).

La vegetación líquénica rupícola del Macizo de Peñalara es compleja y rica, pero de forma necesariamente sintética podríamos distinguir las principales comunidades líquénicas, en función de su fisonomía, de sus especies más características y de su ecología:

1. Comunidades ligadas a la presencia de una cubierta nival permanente hasta bien entrada la primavera:

Presentan un inconfundible cromatismo verdoso vivo. Las especies dominantes pertenecen al género *Rhizocarpon* (*Rhizocarpon geographicum* s.l.), *Lecanora* (*L. intricata*, *L. concolor*, *L. polytrapa*), *Lecidea* (*L. lactea*, *L. lapicida*), *Aspicilia* (*A. cinerea*, *A. caesiocinerea*, *A. cupreoglauca*) y *Umbilicaria* (*U. cylindrica*, *U. deusta*). En los ventisqueros más fríos encontramos reliquias ártico-alpinas como *Bellmerea alpina* y *Buellia nivalis*.

2. Comunidades muy expuestas, de crestas, paredes y extraplomos, sólo esporádicamente cubiertas de nieve:

Contrastan vivamente con las anteriores debido a su color oscuro, incluso negruzco. Las paredes y crestas aparecen de esta forma realizadas sobre el roquedo amarillo verdoso basal, marcando las zonas más alpinas del Macizo de Peñalara. Tal vez la mejor representación de estas comunidades en toda la Sierra de Guadarrama puede observarse en los riscos y paredes orientales del Risco Claveles. Presentan una extraordinaria riqueza florística, con numerosas especies de líquenes crustáceos de colores muy oscuros (*Schaereria tenebrosa*, *Orphniospora moriopsis*, *Sporastatia testudinea*) o cremosos (*Tephromela armeniaca*, *Ophioparma ventosa*), pero también abundan los macrolíquenes fruticulosos, como los carbonáceos *Cornicularia normoerica* y *Pseudephebe pubescens* y foliáceo-umbilicados, como los grises *Umbilicaria decussata* y *U. subglabra*. En las escasas zonas donde las paredes se vuelven extraplomadas, se desarrollan comunidades un tanto distintas con especies adaptadas a estos microhábitat protegidos de la precipitación y sombreados durante la mayor parte del día. Probablemente las especies más características sean *Acarospora chlorophana* y *A. oxytona*, ambas de talos amarillo limón, muy llamativos.

3. Comunidades de espolones rocosos utilizados como posadero por las aves.

Bisbitas, acentores, collalbas y otras pequeñas aves de montaña suelen utilizar con preferencia una determinada roca como atalaya para marcar su terri-

torio u otear los alrededores en busca de presas. Los excrementos depositados en estos puntos tan visitados provocan una fertilización extraordinaria, que sólo algunas especies de líquenes especialmente adaptadas son capaces de soportar. Suele tratarse de macrolíquenes amarillo pálido, como *Ramalina polymorpha* y *Rhizoplaca melanophthalma*, naranja, como *Xanthoria candelaria* o marrón grisáceo, como *Umbilicaria nylanderiana* y *Brodoa atrofusca* (Sancho, 1988; Valladares & Sancho, 1993).

4. Fuentes y arroyos.

Muy abundantes en todo el Macizo de Peñalara, constituyen un hábitat muy favorable para el desarrollo de comunidades brio-líquénicas. La flora líquénica acuática, tanto desde un punto de vista taxonómico como ecológico, es de las peor conocidas en el ámbito de la alta montaña. Sobre las rocas que bordean la Laguna Grande, lagunillas más pequeñas y en las piedras de los arroyos crecen líquenes crustáceos acuáticos de los géneros *Aspicilia*, *Verrucaria* y *Staurothele*.

Procesos naturales de colonización líquénica en alta montaña.

En la alta montaña las pedreras más o menos inestables, las oscilaciones en la extensión de neveros semi-permanentes o las fases de avance y retroceso glaciar provocan un intenso dinamismo en las comunidades líquénicas, que avanzan o retroceden en función de los procesos mencionados. La colonización de superficies rocosas recientemente expuestas, pero también la destrucción de comunidades bien establecidas, son situaciones naturales y actuales en todas las montañas del mundo.

En cada región del planeta determinadas especies de líquenes destacan como pioneras en las primeras etapas de colonización, aunque una de ellas, *Rhizocarpon geographicum*, ha sido encontrada siempre, no importa en que hemisferio o latitud. La combinación de amplia distribución, carácter pionero y bajas tasas de crecimiento, han hecho de esta especie el bioindicador por excelencia de procesos de colonización líquénica en regiones frías (figura 3a). Su tasa de crecimiento anual oscila entre 0.1 a 0.5 mm al año (Porter, 1981, Orombelli & Porter, 1983; Sancho & Valladares, 1993). En la Sierra de Gredos se ha estimado una velocidad media de crecimiento de 0.3 mm al año (Sancho et al., 2000), lo que significa que, por su tamaño, algunos talos de *Rhizocarpon geographicum* de nuestras montañas superarían fácilmente los doscientos años de edad (figura 3b).



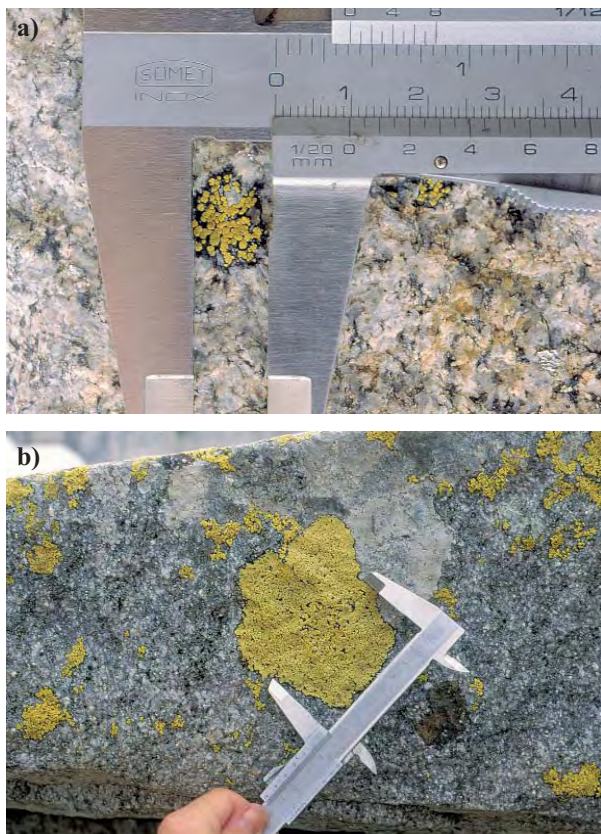


Figura 3: Aspecto de los talos de *Rhizocarpon geographicum*. a: Pequeños talos iniciando la colonización de superficies rocosas recientemente expuestas. b: talo completamente desarrollado con un diámetro máximo superior a 8 cm.

Sin embargo, la tasa de crecimiento anual puede oscilar, dentro de los límites mencionados, en una misma localidad, como resultado de la influencia del microclima. El microclima de una localidad rupícola es la resultante de la interacción entre el macroclima y la microtopografía (figura 4). Dado el carácter poiquilohídrico de los líquenes, la disponibilidad de agua líquida es sin duda el principal factor ecológico regulado por el microclima. Cuando el agua es limitante para el crecimiento de los talos líquénicos, éstos se disponen a lo largo de pequeñas fisuras de las rocas o en el borde de pequeñas cubetas estacionales (figura 5). El espesor de la cubierta nival puede ser tanto una fuente de hidratación imprescindible, como un elemento negativo para el crecimiento de los líquenes al impedir la llegada de suficiente radiación para realizar la fotosíntesis. En las montañas alpinas una cubierta nival de duración superior a 280 días se ha mostrado suficiente para prevenir la colonización o matar los talos ya existentes de *Rhizocarpon geographicum* (Innes, 1985; Benedict, 1990, 1991). Desde el centro hacia la periferia de un nevado semipermanente puede establecerse un gradiente en el diámetro de los talos de *Rhizocarpon geographicum* que refleja la distinta velocidad de crecimiento modulada por la duración de la cubierta nival (figura 6). La exposición es otro aspecto fundamental, ya que

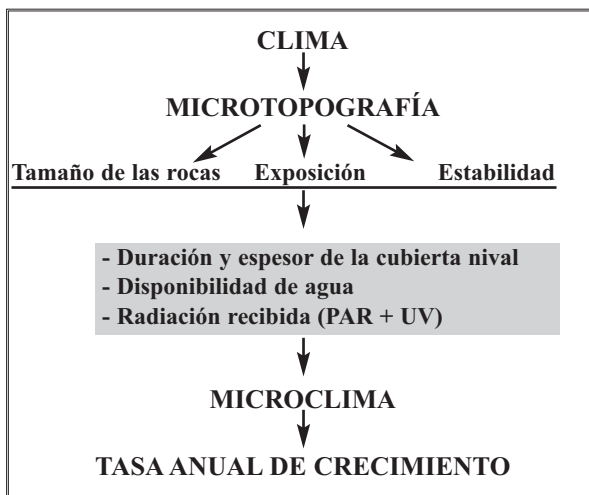


Figura 4: Principales factores que modulan el clima e influyen en la tasa anual de crecimiento de los líquenes en su hábitat natural.

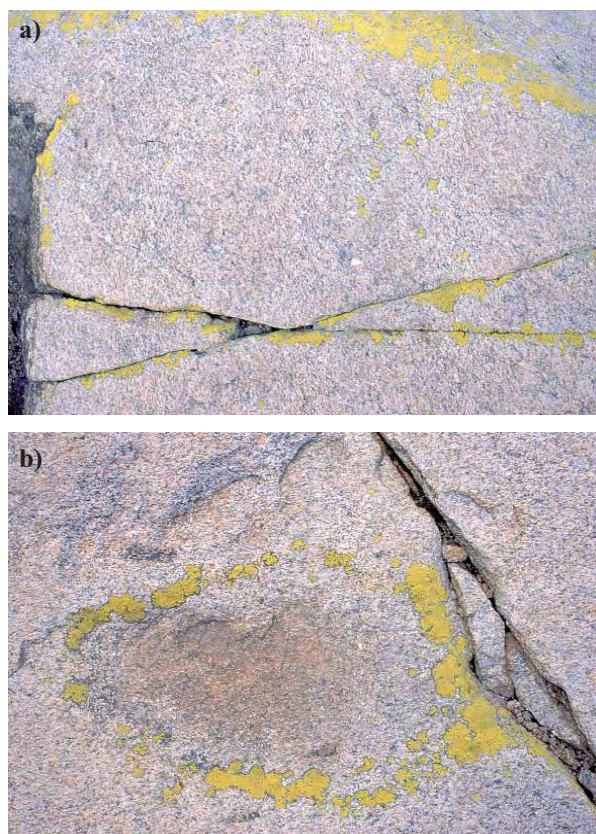


Figura 5: Típica distribución de los talos de *Rhizocarpon geographicum* a lo largo de fisuras (a) o alrededor de pequeñas cubetas estacionales (b) en una localidad donde la disponibilidad de agua actúa como factor limitante.

regula la radiación total incidente y como consecuencia, la mayor o menor humedad de las superficies rocosas. En nuestro Hemisferio, la exposición preferida suele ser la del cuadrante Norte. En montañas del Sistema Central, con acusada sequía estival, la diferencia de exposición puede tener consecuencias dramáticas. Así, la cara sur de grandes bloques rocosos puede estar prácticamente libre de líquenes, mientras su cara

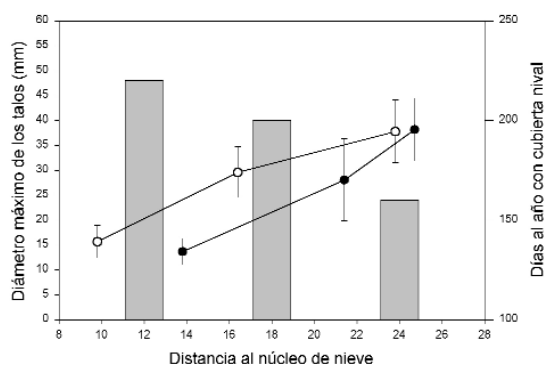


Figura 6: Gradientes observados en el diámetro máximo de talos de *Rhizocarpon geographicum* con relación a la distancia al núcleo de un nevero semipermanente en el Circo de Gredos. En histogramas se representa la duración media de la cubierta nival en tres puntos del gradiente, observada a lo largo de 6 años (de Sancho et al. 2000, modificado).

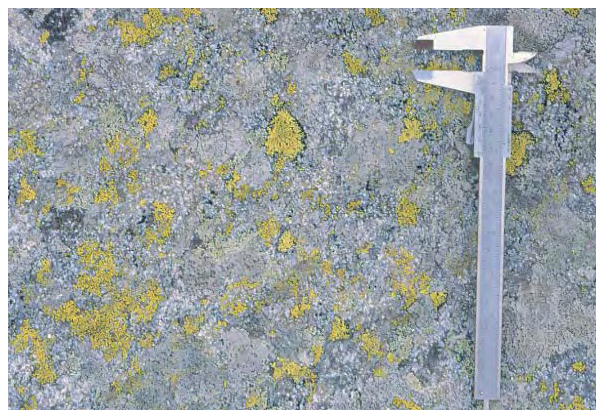


Figura 7: Aspecto de una etapa intermedia en el proceso de colonización de bloques rocosos en el alto Sistema Central. Junto a *Rhizocarpon geographicum* se distinguen los talos verdosos de *Lecanora intricata* y los grises de *Bellmerea alpina*.

norte aparece cubierta por una comunidad madura, rica en especies.

Un factor que debe ser también tenido en cuenta en el estudio de los procesos de colonización líquénica es el tamaño de los bloques rocosos en los que se establece. Los bloques de gran tamaño suelen ser más estables, soportan una cobertura nival de menor duración y son capaces de provocar escorrentías más abundantes que los bloques pequeños. La consecuencia aparentemente simple, es que en los bloques más grandes los tamaños de los talos líquénicos, para las mismas especies, son mayores que en los bloques pequeños; la riqueza florística también aumenta con el tamaño de bloque (Sancho & Valladares, 1993). Es decir, el aumento en el tamaño de los bloques acelera el crecimiento de los talos y por lo tanto el proceso global de colonización.

En el Macizo de Peñalara hay otras especies que acompañan a *Rhizocarpon geographicum* en las primeras etapas de colonización. Entre las más frecuentes

destacan, *Bellmerea alpina*, *Lecanora polytropia*, *L. intricata*, *Lecidea auriculata*, *L. praenubila*, *Sporastatia testudinea* y *S. polyspora* (figura 7). Es característico de estas comunidades su baja cobertura, habitualmente inferior al 50%, con talos aislados y por lo tanto sin que los procesos de competencia por el espacio jueguen un papel relevante. En comunidades líquénicas maduras de alta montaña son frecuentes coberturas cercanas o incluso superiores al 100%. Las zonas del Macizo de Peñalara donde mejor pueden observarse procesos naturales de colonización líquénica son, probablemente, las zonas de neveros semipermanentes del Pico de Peñalara y los canchales inestables del Risco Claveles. Las rocas removidas por la construcción de infraestructuras para la ya clausurada estación de esquí de Cotos, pueden considerarse como un involuntario experimento a gran escala sobre procesos de colonización en microclimas poco habituales, que ofrecen la posibilidad de investigar detalladamente el desarrollo de comunidades líquénicas y la velocidad de crecimiento de numerosas especies.

Referencias bibliográficas

- BENEDICT, J.B. 1990. Lichen mortality due to late-lyng snow: Results of a transplant study. *Arctic and Alpine Research* 22: 81-89.
- BENEDICT, J.B. 1991. Experiments on lichen growth II. Effects of a seasonal snow cover. *Arctic and Alpine Research*, 23: 189-199.
- FERNANDEZ-GONZALEZ, F. 1999. La flora y la vegetación del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular (Madrid): Implicaciones en la conservación de la biodiversidad. *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular*. Comunidad de Madrid. 179-196.
- INNES, J.L. 1985. Moisture availability and lichen growth: The effects of snow cover and streams on lichenometric measurements. *Arctic and Alpine Research*, 17: 417-424.
- KAPPEN, L. 1973. Response to extreme environments. In AHDMAJIAN V., AND HALE, M.E. eds. *The Lichens*. New York: Academic Press, 310-380.



-
- KAPPEN, L. 1993. Lichens in the antarctic region. In Friedmann ed. *Antarctic Microbiology*. New York: Wiley-Liss. 433-490.
 - KÖRNER, C. 1999. *Alpine Plant Life*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 337 pp.
 - OROMBELLI, G. & PORTER, S.C. 1983. Lichen Growth curves for the southern flank of the Mont Blanc massif, western Italian Alps. *Arctic and Alpine Research*. 15: 193-200.
 - PORTER, S.C. 1981. Lichenometric studies in the Cascade Range of Washington: establishment of *Rhizocarpon geographicum* growth curves at Mount Rainier. *Arctic and Alpine Research* 13: 11-23.
 - RICO, V. 1989. *Líquenes de zonas silíceas de los pisos supra- y oromediterráneos de la provincia de Madrid (España)*. Univ. Autónoma Madrid, Fac. Ciencias, Tesis Doctoral.
 - SANCHO, L.G. 1986. *Flora y vegetación líquénica saxícola de los pisos oro- y criomediterráneo del Sistema Central español*. Univ. Complutense Madrid, Fac. Biología, Tesis Doctoral.
 - SANCHO, L.G. 1988. La vegetación líquénica orni-tocófila de espolones en el alto Sistema Central español. *Acta Botanica Barcinonensia*, 37: 223-236.
 - SANCHO, L.G. & KAPPEN, L. 1989. Photosynthesis and water relations and the role of the anatomy in Umbilicariaceae (lichens) from Central Spain. *Oecologia* 81: 473-480.
 - SANCHO, L.G. & VALLADARES F. 1993. Lichen colonization of recent moraines on Livingston Island (South Shetland I., Antarctica). *Polar Biology* 13, 227-233.
 - SANCHO, L.G., PALACIOS, D., DE MARCOS, J. & VALLADARES, F. 2000. Geomorphological significance of lichen colonization in a present snow hollow: Hoya del Cuchillar de las Navajas, Sierra de Gredos (Spain). *Catena*. (in press).
 - VALLADARES, F. & SANCHO, L.G. 1993. Biología de las comunidades líquénicas de posaderos rocosos de aves en el Sistema Central español. *Rivasgodaya* 7: 5-68.



LA FLORA VASCULAR RARA, ENDÉMICA Y AMENAZADA DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA Y SU ENTORNO. AMENAZAS Y NECESIDADES DE CONSERVACIÓN EN LA FINCA DE LOS COTOS

ÓSCAR MONTOUTO GONZÁLEZ

*Unidad de Botánica. Departamento de Biología.
Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
fulmon@jazzfree.com*

RESUMEN

La reciente adquisición de la finca de Los Cotos (en la que se encontraba la antigua estación de esquí de Valcotos) por parte de la Comunidad de Madrid, y el objetivo prioritario de la restauración ambiental del Parque Natural de Peñalara, acentúa la necesidad de disponer de información sobre la distribución detallada y estado de conservación de aquellas especies vegetales más singulares, por su importancia biogeográfica y grado de amenaza, presentes en este enclave, lo cual puede servir de instrumento en futuros planes de gestión, preservación y manejo del patrimonio botánico de este territorio.

En este sentido, se exponen los resultados de un estudio corológico y florístico de la flora vascular rara, endémica y amenazada de la finca de Los Cotos, como primera fase de un amplio estudio relativo a la elaboración de la cartografía y evaluación de la flora singular y de interés del Parque Natural de Peñalara y su entorno.

Un total de 129 táxones podrían conformar dicha flora, de los cuales 77 han sido citados y/o localizados en la finca de Los Cotos, habiéndose cartografiado bajo coordenadas UTM de 100 x 100 m. Se clasifican las especies en función del elemento corológico al que pertenecen, protección legal o pretendida y nivel de presencia territorial (número de cuadrículas donde se detectó el taxon en relación con el total de cuadrículas comprendidas en el área de estudio). Por último se realiza una valoración y diagnóstico florístico que sirva como apoyo previo en las diferentes actuaciones previstas para la restauración ambiental del Parque Natural de Peñalara y su entorno.

INTRODUCCIÓN

Es bien sabido por la comunidad científica, cultural y política de la provincia de Madrid y su entorno, que el Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara encierra una serie de valores naturales y paisajísticos que le hacen ser uno de los enclaves más peculiares y únicos de toda la Sierra de Guadarrama.

Diversos estudios e informes científicos realizados en este territorio nos muestran la singularidad reinante de los hábitats de Peñalara que, unido a la gran diversidad de éstos en tan reducida área, determina una elevada heterogeneidad ambiental que le confiere un interés especial a este espacio protegido.

Sin embargo, apenas existen estudios específicos acerca de la riqueza biológica existente en este enclave, al menos en lo que evidencia a su componente botá-

nico, tal y como ha quedado patente a través de numerosas referencias incluidas en trabajos que comprendían áreas de estudio geográficamente más amplias o incluso específicos de este lugar (Rivas Martínez, 1963; Fernández González, 1988; Luceño & Vargas, 1990). En estas obras se encumbra al macizo de Peñalara como uno de los territorios montañosos de mayor diversidad florística peninsular en proporción con su extensión. Así, Fernández González (1999: 170) contempla la existencia de 343 táxones (especies y subespecies) que conforman la flora vascular del Parque Natural de Peñalara, algo más de la cuarta parte del Valle del Paular (1274), una cifra considerable si se tiene en cuenta su reducida extensión (poco más de 7 km², menos del 3% de la superficie del valle) y su elevado rango altitudinal.

No obstante, en estos trabajos mencionados se pone claramente de manifiesto la necesidad de profundizar



en el conocimiento florístico y corológico de los hábitats supraforestales, donde la información disponible hasta ahora es más bien escasa. Todavía se carece de datos detallados sobre la distribución de la flora y su abundancia relativa en los distintos hábitats, herramientas fundamentales para poder evaluar el estado de conservación de la diversidad vegetal presente. Las especies que se asientan en estos hábitats soportan condiciones ambientales extremas, por lo que su supervivencia depende de su éxito adaptativo al medio donde se desarrollen, siendo por tanto muy sensibles y extraordinariamente frágiles a una posible alteración del mismo.

En este sentido, el Parque Natural de Peñalara y su entorno presenta un gran número de elementos orófitos singulares de carácter relictico. Esto es debido a la alta especialización de las propias especies y a factores biogeográficos, puesto que, en muchos casos, se trata de una flora de óptimo septentrional (elementos eurosiberianos y boreoalpinos), testigo de periodos glaciares pretéritos o, en otros, táxones desplazados de otros medios por plantas más competitivas.

En consecuencia encontramos especies de distribución muy puntual y aislada lo que incrementa el grado de rareza y endemidad. Se trata de táxones localizados en zonas de cumbre (pastizales psicroxerófilos, roquedos y gleras), así como en turberas, cervunales, prados húmedos y enclaves nemorales (abedulares y rodales de bosques caducifolios ombrófilos).

Estos hábitats, fuertemente alterados por diferentes actividades humanas derivadas del turismo masivo (escalada, senderismo, esquí, etc.) y uso ganadero, albergan un alto contingente de especies endémicas del Sistema Central y de la Península Ibérica, y otras en el límite de su área de distribución (especies finícolas). Muchas de ellas se encuentran protegidas, bajo diferentes categorías de amenaza, por el Catalogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Decreto 18/92 de 10 de Mayo), o se pretende su protección a través de revisiones posteriores de este texto legal (Blanco, 1999), mientras que un buen número muestran un areal reducido, producto de los factores anteriormente citados.

Con este objeto, durante 1999 y por encargo de la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, se inició la elaboración de la cartografía de cada especie vegetal que conforma la flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno. De esta forma se contribuirá al conocimiento detallado de la distribución de cada taxon de interés y se localizaran aquellas áreas de mayor riqueza en este tipo de especies. Con ello, se pretende evaluar el estado de conservación de sus poblaciones y analizar el grado y factores de amenaza

con el fin de establecer propuestas de gestión botánica del territorio.

Definición del área general de trabajo

El estudio integral denominado “Cartografía y Evaluación de la flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno”, engloba como área de trabajo los siguientes enclaves geográficos:

- Parque Natural de Peñalara: límites administrativos establecidos en la Ley 6/1990 de declaración del Parque Natural.
- Finca de Los Cotos: territorio de 268 has, de las cuales 120 pertenecen al Parque Natural de Peñalara.
- Alrededores de los arroyos de Los Pájaros, Hoyoclaveles, Hoyocerrado, La Cantera y Hoyopoyales, reductos de una flora de carácter eurosiberiano de alto interés para la Comunidad de Madrid, situados más al norte de los límites administrativos del Parque Natural de Peñalara, pero dentro del área de influencia socioeconómica de éste.

Se ha dividido el área de estudio en tres fases de trabajo anuales, de tal manera que en esta publicación se incluyen únicamente resultados relativos a la primera fase de trabajo, correspondiente a la finca de Los Cotos y ejecutada durante 1999.

METODOLOGÍA

Las diferentes etapas metodológicas que se exponen a continuación son comunes para cada fase de trabajo, a excepción de la primera, la cual ha constituido el punto de partida para la realización del estudio integral.

Establecimiento de la flora singular del Parque Natural de Peñalara y su entorno

La flora rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno se estableció a partir de la revisión de aquellos inventarios y catálogos florísticos y atlas corológicos, relativamente recientes, que incluyeran el macizo de Peñalara dentro de su área de estudio (Rivas Martínez, 1963; Hernández Bermejo & Sainz Ollero, 1981; Ruiz de la Torre & al., 1982; Fernández González, 1988; Luceño & Vargas, 1990; Moreno Saiz & Sainz Ollero, 1992; Prieto & de Lucio, 1993; Cebolla & Rivas Ponce, 1994; García Adá, 1995; López Luengo, 1996; Cebolla & al., 1997; Postigo,



1997; Arce & al. 1998, Morales, 1998). Nuevas revisiones taxonómicas y monografías de géneros botánicos complejos en las que, en su momento, otros autores no pudieron apoyarse, sirvieron también de complemento, como Fernández-Arias & Devesa (1990, *Fritillaria*); Luceño (1994, *Carex*); Fuente & Ortuñez (1998, *Festuca*), además de obras sintéticas importantes de ámbito general (Tutin & al., 1960-1984; Castroviejo & al.; 1986-1999) y regional (Bolòs & Vigo, 1984-1995; Valdés & al. 1987).

Tras esta revisión, se recopilaron aquellas especies vasculares que se consideraron más singulares y de interés en función de criterios biogeográficos y de amenaza. De este modo, se integraron tanto especies incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Decreto 18/92 de 10 de Mayo) como endemismos orófitos de la Sierra de Guadarrama, Sistema Central y Península Ibérica, y otros táxones con carácter relictico en Peñalara, de óptimo septentrional y/o distribución finícola (final de área) en el territorio estudiado.

Elaboración de la cartografía detallada sobre coordenadas UTM de 100 x 100 m

Para el territorio de Los Cotos se elaboró un mapa de distribución para cada especie, sobre retículo UTM 100 x 100 m, a partir de observaciones de campo en función de las siguientes etapas de trabajo:

a) Análisis inicial:

- Delimitación geográfica del área de estudio: finca de Los Cotos. El territorio abarca 268 has, cuyas fronteras vienen marcadas en el norte por el canal ascendente tras la Laguna Grande de Peñalara, hacia el límite provincial con Segovia, y por el arroyo de la propia laguna en descenso hasta la cota de 1825 m; en el este descendiendo en dirección sureste hasta 1775 m, para después virar hacia el suroeste y confluir con el arroyo de Cotos, sobre los 1750 m, excluyendo el antiguo campamento juvenil de La Pradera. Por el sur asciende el curso de agua del arroyo de Cotos hasta el propio puerto; para encerrar el territorio por el oeste con el límite provincial Madrid-Segovia.
- Definición y numeración de cuadrículas 100 x 100 m. En total 307 cuadrículas, enteras o en parte, fueron establecidas para Los Cotos (figura 1).

b) Diseño de la estructura de datos:

- Creación de un modelo de base de datos, a través de la definición de tablas relacionadas y auxiliares, reglas de integración diferencial, etc., con el propósito de minimizar errores a la hora de compilar la información.

c) Recogida de datos de campo:

- Visita a las 307 cuadrículas estimadas, sin excepción, durante la campaña de campo de 1999, extrayendo en cada una la siguiente información: coordenada UTM 100 x 100 m correspondiente (georreferenciada mediante GPS (Sistema de Posicionamiento Global)), topónimo, altitud, fecha de visita, especies detectadas.

d) Volcado de datos de campo en la base de datos diseñada:

- Informatización y compilación de un total de 2481 registros, como soporte para la elaboración de la cartografía final.

e) Digitalización de hojas cartográficas del territorio, a escala 1:5.000, editadas por la Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes de la Comunidad de Madrid.

f) Análisis mediante sistema de información geográfica:

- Vinculación de la base de datos alfanumérica a la cartografía digitalizada y desarrollo de consultas

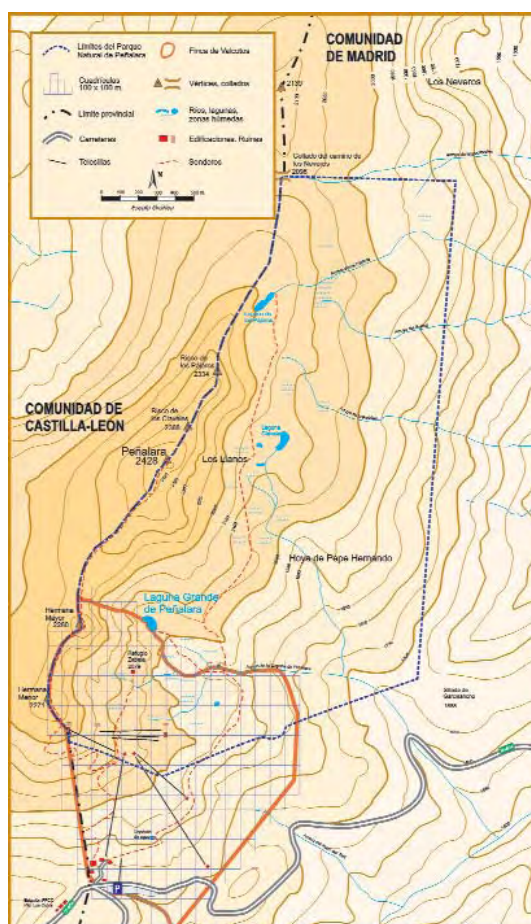


Figura 1. Mapa comparativo de la extensión ocupada por la finca de Los Cotos, reticulada por cuadrículas 100 x 100 m en relación con el área del Parque Natural de Peñalara (cedido por la dirección del Parque Natural de Peñalara).



especiales para detectar la ubicación de cada especie.

- g) Generación final de los mapas de distribución de cada especie.

La información corológica de cada especie se ha completado con consultas a fuentes bibliográficas que pudieran contener referencias incluidas en el área de estudio para las especies tratadas, y a través de la revisión de parte del material colectado en el territorio por otros autores, y registrado en los pliegos de los herbarios locales MA (Real Jardín Botánico de Madrid) y MAF (Facultad de Farmacia de la Universidad Complutense de Madrid), para así obtener las localidades de recolección. Se es consciente de que en estos herbarios, y en otros nacionales, existen más recolecciones del territorio que hubieran sido útiles consultar para este informe. El abordar dicho estudio no hubiera variado su contenido sustancialmente, ya que las aportaciones más originales que de ellos surgieran pueden encontrarse también en la bibliografía.

Por otro lado, la dificultad de asignar correctamente coordenadas UTM 100 x 100 m a las localidades procedentes de fuentes bibliográficas y testimonios de herbario, ha impedido utilizar estos datos para la elaboración de la cartografía de cada especie, aunque si aporta información sobre su distribución, a través de 1194 registros en total relativos a táxones citados para Los Cotos.

Confección del catálogo florístico y atlas corológico y elaboración de una diagnosis florística del territorio

Se confeccionó un catálogo y atlas corológico con las especies que conforman la flora singular de Peñalara presente en Los Cotos, aportando información de cada taxon referente a su nomenclatura, ecología, distribución general, nivel de presencia territorial, valoración, conservación y distribución concreta en el área de estudio.

El nivel de presencia territorial expresa el grado de rareza o frecuencia de cada especie en Los Cotos. Este factor se ha establecido en función del porcentaje de “ocupación” territorial, a partir del número de cuadrículas en donde se ha localizado la especie en relación con el total de cuadrículas (307). Las diferentes categorías de presencia se estimaron en función de los criterios cuantitativos definidos en la tabla 1.

Con objeto de poder elaborar una diagnosis florística del territorio que sirva de herramienta para una futura gestión botánica, se asignó un valor (1: valor alto o máximo; 2: valor medio; 3: valor bajo) a cada especie. Se debe mencionar que se ha partido de un grupo de especies singulares en función de su importancia biogeográfica, rareza o estado de amenaza para Peñalara y secundariamente para la Comunidad de Madrid, por lo que a todas ellas se les supone un alto valor intrínseco.

Los criterios de valoración estimados han sido los siguientes:

- Valor 1 (alto). Táxones que deben cumplir cualquiera de los criterios prioritarios, o al menos los dos criterios secundarios considerados.
 - a) Criterios prioritarios son:
 - Especies consideradas muy raras localizadas en menos de 10 cuadrículas.
 - Especies declaradas en peligro de extinción por el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (en adelante CRE-ACM).
 - Endemismos de la Sierra de Guadarrama o Sistema Central.
 - Especie citada, pero no localizada, para Los Cotos.
 - b) Criterios secundarios son:
 - Resto de especies incluidas en cualquier categoría de protección del CREACM.
 - Resto de especies muy raras, localizadas entre 10 y 15 cuadrículas.

Nº cuadrículas/especie	% cuad. totales/especie	Nivel presencia territorial
Hasta 15 cuadrículas, o citada en menos de tres localidades diferentes	Menos del 5 %	Muy rara
Entre 15 y 31 cuadrículas	Entre 5% y 10%	Rara
Entre 32 y 92 cuadrículas	Entre 11% y 30%	Escasa
Entre 93 y 153 cuadrículas	Entre 31% y 50%	Habitual
Entre 154 y 215 cuadrículas	Entre 51% y 70 %	Frecuente
Más de 215 cuadrículas	Más del 70 %	Muy frecuente

Tabla 1. Criterios de constitución de los diferentes niveles de presencia territorial



- Valor 2 (medio). Se consideran, indistintamente, el resto de especies incluidas en cualquier categoría de protección del CREACM y resto de especies muy raras, raras y escasas, detectadas como máximo en 60 cuadrículas.
- Valor 3 (bajo). Resto de especies consideradas.

El análisis comparado de la valoración y estado de conservación de cada especie permitió localizar aquellas áreas de alto, medio o bajo valor florístico, sobre las que se demanda la adopción de medidas encaminadas a la conservación de la flora singular presente en Los Cotos.

RESULTADOS

La flora rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno

La flora establecida contempla un total de 129 táxones de rango específico y subespecífico que suponen cerca del 35 % de toda la flora vascular del Parque Natural de Peñalara -343 táxones-, y el 9,5 % de la del Valle del Paular. Comprende un amplio número de táxones por su importancia biogeográfica y grado de amenaza, aunque se haya sujeta a variaciones en función de las conclusiones que se vayan extrayendo en sucesivas fases de trabajo, en especial para aquellas especies valoradas por su rareza territorial.

En la tabla 2 (página 46) se relacionan los táxones considerados, adjuntando su elemento corológico estimado, presencia o no en Los Cotos y su protección legal, si existe o se pretende, con categoría de amenaza incluida correspondiente a cada especie. Este último aspecto se rige por lo establecido en el CREACM e informe de Blanco (1999), reciente revisión del mencionado catálogo regional en el marco de las actuaciones del Programa de Forestación y Restauración de las Cubiertas Vegetales, integrado en el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid (2000-2019).

Se han incluido aquellos táxones citados antiguamente para Peñalara, pero no localizados en trabajos recientes (*Carex asturica*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Hieracium granatense* subsp. *guadarramense*, *Linaria alpina*, *Luzula caespitosa*, *Lycopodium clavatum*, *Polystichum lonchitis* y *Veratrum album*), o cuya presencia debe ser confirmada (*Vaccinium uliginosum*).

En función del elemento corológico al que pertenece cada especie 68 se consideran especies relictas en Peñalara de mayor distribución general, 56 endemismos orófilos ibéricos, 3 endemismos del Sistema Central y 2 endemismos de la Sierra de Guadarrama. Bajo este punto de vista merece la pena destacar algunos ejemplos por cada elemento corológico:

* *Hieracium granatense* subsp. *guadarramense*. Considerado como endemismo de la Sierra de Guadarrama, por haber sido citado únicamente para Peñalara a principios de siglo, aunque sin topónimo geográfico definido. Su sistemática es compleja y no es aceptada por todos los taxónomos especialistas, aunque a falta de estudios más específicos y por su importancia biogeográfica se ha decidido mantenerse bajo esta clasificación.

* *Armeria caespitosa*. Endemismo carpetano, presente solo en las sierras de Gredos y Guadarrama, en Madrid se asocia únicamente a los altos pastizales psicroxerófilos de la sierra, donde sujeta el sustrato junto con otras especies, formando típicas gradas o terracillas.

* *Festuca curvifolia*. Endemismo orófito ibérico, conocido solamente de las sierras de Neila, Urbión, Demanda, Ayllón y Guadarrama (donde se comporta como especie finícola), es localmente abundante en los pastizales de cumbre. Las poblaciones de todas estas localidades, tradicionalmente descritas como *F. indigesta* subsp. *aragonensis*, se reconocen actualmente bajo el binomen específico mencionado siguiendo los argumentos de Ortuñez & Fuente (1997: 64).

* *Eryngium bourgatii*. Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general. Orófito hispanofrancés propio de gleras y pedreras, es típico de latitudes más septentrionales mientras que, aún siendo común en Gredos, escasea en la Sierra de Guadarrama, concentrándose en los diferentes circos glaciares de Peñalara.

* *Poa legionensis*. Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general, recientemente localizada como primera cita provincial para Madrid en la vertiente sur del risco de los Claveles (Cebolla, López Rodríguez & Rivas Ponce, 1997: 26). Sus poblaciones más próximas se conocen del Sistema Central Oriental, en las sierras de Gredos y El Barco.

En cuanto a su protección, solamente 27 especies de las consideradas se hayan incluidas en el CREACM, aunque Blanco (1999), en su revisión de dicho texto legal, propone ampliar este catálogo o recatálogo, con 31 táxones más, presentes o citados para Peñalara (figura 2).

Flora singular de Peñalara presente en Los Cotos

A) Riqueza de especies raras, endémica o amenazadas

Un total de 77 táxones (especies y subespecies) de la flora vascular rara, endémica y amenazada estimada para el Parque Natural de Peñalara y su entorno, han sido localizados y/o citados en la finca de Los Cotos. De ellos, 11 no han sido detectadas, aunque si citadas



en el territorio, mientras que uno (*Alchemilla xanthochlora*) no había sido localizada, ni dos (*Epilobium lanceolatum* y *E. montanum*) citadas, para el Valle del Paular (cf. Fernández González, 1988).

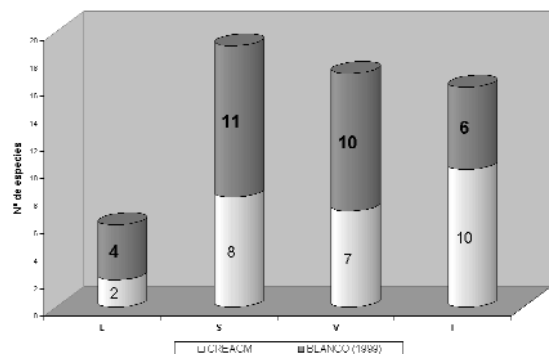


Figura 2. Espectro de protección legal o pretendida de la flora singular del Parque Natural de Peñalara y su entorno, según Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (CREACM) e informe de revisión de este catálogo por Blanco (1999).

B) Espectro corológico

En función del elemento corológico al que pertenece cada especie, se localizan en Los Cotos 3 endemismos del Sistema Central, 33 endemismos orófilos ibéricos y 41 especies relictas en Peñalara de mayor distribución general.

En cuanto al comportamiento finícola de las especies, 21 encuentran su final de distribución en el Sistema Central, 3 en la Sierra de Guadarrama y 1 en el macizo de Peñalara (tabla 3).

C) Protección legal y categorías de amenaza

13 táxones se encuentran protegidos en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (CREACM), mientras que Blanco (1999) propone 9 especies más para su inclusión en dicho catálogo, distribuidas en ambos casos por categorías de amenaza (tabla 4).

Por otro lado, Blanco (1999) considera también necesario recatalogar “de interés especial” a “sensible a la alteración del hábitat” una especie citada para Los Cotos (*Senecio boissieri*); “de interés especial” a “vulnerable” 3 especies (*Eleocharis quinqueflora*, *Gentiana lutea* subsp. *lutea*, *Rosa villosa*); de “en peligro de extinción” a “sensible a la alteración del hábitat” una sola especie (*Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus*); y de “sensible a la alteración del hábitat” a “vulnerable” otra especie (*Ilex aquifolium*).

D) Niveles de presencia territorial

Respecto a los niveles de presencia territorial establecidos, en función del porcentaje de cuadrículas que comprenden el territorio en las que está presente cada especie, 48 táxones han sido considerados muy raros (detectados en menos del 5% de las cuadrículas que comprenden el territorio, o citados en menos de tres localidades diferentes); 8 raros (detectados entre el 6% y el 10% del número total de cuadrículas); 13 escasos (entre el 11 y el 30%); 3 habituales (entre el 31% y el 50%); 2 frecuentes (entre el 51% y el 70%) y 1 muy frecuente (más del 70%) (figura 3).

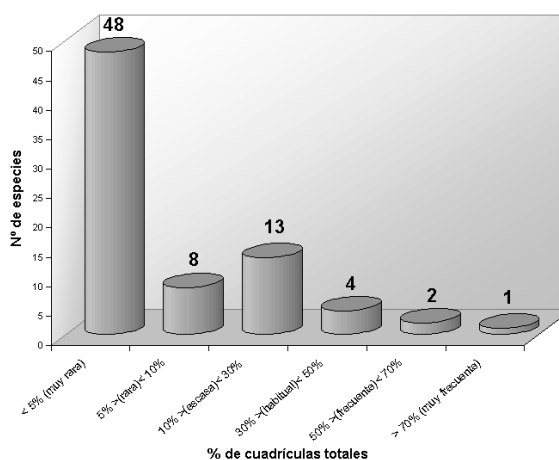


Figura 3. Rango de niveles de presencia territorial por número de especies singulares detectadas en Los Cotos.

En valores porcentuales, el 64% de los 77 táxones totales citados y/o localizados para Los Cotos se consideran muy raros, el 11% raros, el 17% escasos, un 4% habituales, el 3% frecuentes y solo 1% muy frecuentes (figura 4).

En este sentido merece la pena destacar algunos ejemplos por cada categoría de presencia:

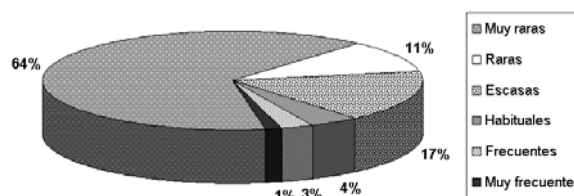


Figura 4. Porcentaje de especies singulares detectadas en Los Cotos en relación con su nivel de presencia territorial.



- Muy raras (menos del 5%):

* *Carex umbrosa* subsp. *huetiana* (figura 5). Especie relicta en Peñalara, es propia de repisas rocosas húmedas y prados higroturbosos. Presenta una distribución muy disyunta, con localidades en la Sierra de Guadarrama, Pirineos, Cárpatos y Cáucaso (Luceño, 1994: 98). De Madrid se conocen las poblaciones del Circo de Peñalara, que representan su final de área. Declarada sensible a la alteración de su hábitat por el CREACM, solamente ha sido localizada en 3 cuadrículas (figura 6). Quizás se trate de una de las especies más amenazadas, no solo en Los Cotos, sino incluso para toda la Comunidad de Madrid. La lejanía de sus poblaciones más próximas (Pirineos), junto con el pequeño número de efectivos en Madrid, localidades conocidas y ya aportadas por otros autores, incrementa su carácter relictico en la provincia. Su principal amenaza puede proceder por la sobrecarga ganadera existente en verano sobre los únicos pastos frescos y húmedos que quedan en esta época, asociados a hábitats de turberas y prados higroturbosos. Sin duda su conservación viene marcada por la adopción de medidas efectivas integradas en la elaboración de un plan de conservación de su hábitat.

* *Sempervivum vicentei*. Taxon de rango específico que acoge las diferentes subespecies descritas tradicionalmente para los tres macizos montañosos

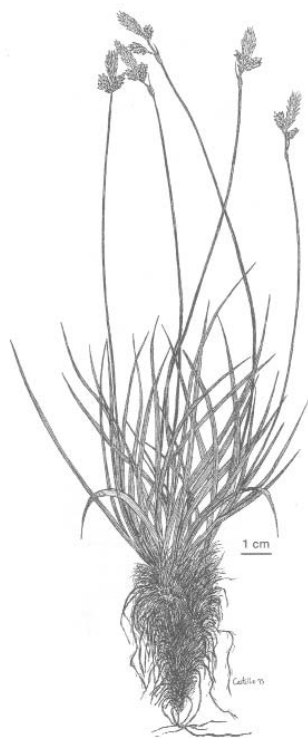
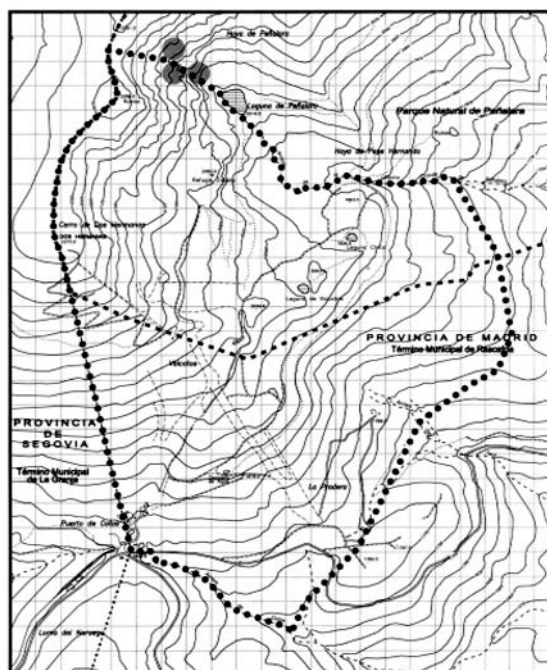


Figura 5. Hábito de *Carex umbrosa* subsp. *huetiana* (Luceño, 1994: 97).

donde se encuentra (subsp. *vicentei*: Sistema Ibérico; subsp. *cantabricum*: Cordillera Cantábrica; subsp. *pau*: Sistema Central) siguiendo los criterios de Castroviejo & al. (1997: 115). Esta siempreviva, endemismo carpetano-ibérico-orocantábrico, se comporta como fisurícola, glerícola y casmófito en las cumbre más altas de la Sierra de Guadarrama. De Madrid solo conocemos las poblaciones aportadas por Fernández González (1988: 249) para las alineaciones montañosas que conforman el valle del Paular. Localizada únicamente en 4 cuadrículas, lo que supone menos del 5% del total de cuadrículas que comprenden el territorio (figura 7), su principal amenaza procede de su recolección abusiva en ejemplares fácilmente accesibles por ser un especie muy apreciada por su capacidad de rebrote, siendo utilizada para decorar cornisas, muros y repisas de piedra en viviendas rurales. En este sentido se observaron algunos individuos arrancados de raíz en poblaciones cercanas a lugares concurridos. Aunque no se haya actualmente protegida por el CREACM, Blanco (1999) propone declararla vulnerable por correr el riesgo de estar aún más amenazada en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellas no son corregidos.

Algunas otras especies consideradas muy raras para Los Cotos son: *Alchemilla xanthochlora*, *Eryngium bourgatii*, *Juncus alpinoarticulatus*



LIMITE FINCA LOS COTOS
LIMITE PARQUE NATURAL PEÑALARA - - - - - EQUIDISTANCIA CURVAS NIVEL 25m.

Figura 6. Mapa de distribución en Los Cotos de *Carex umbrosa* subsp. *huetiana*.



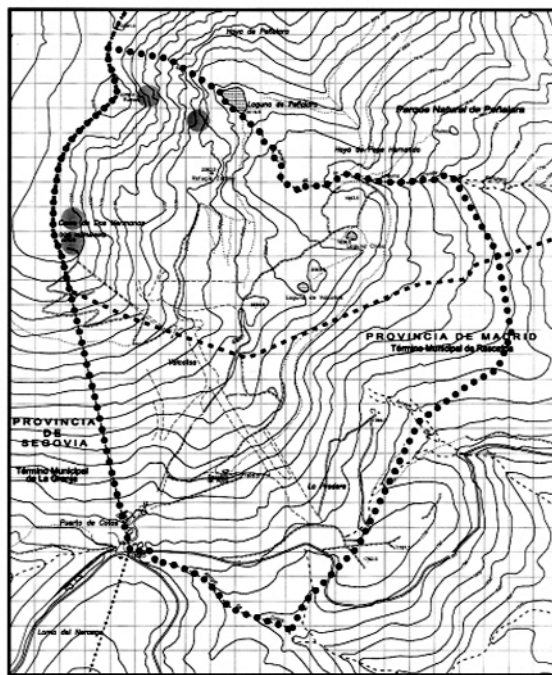


Figura 7. Mapa de distribución en Los Cotos de *Sempervivum vicentei*.

subsp. *alpestris*, *Phyteuma hemisphaerica*, *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus* y *Utricularia minor* (Montouto, 1999a).

- Raras (entre el 5% y el 10%):

* *Allium schoenoprasum*. Este ajo relíctico en Peñalara de mayor distribución general, habita en las repisas rocosas de las cotas superiores de Los Cotos. Frecuente en la mitad septentrional de la Península Ibérica, con algunas poblaciones en áreas montañosas del sur (Pastor & Valdés 1983: 160), en Madrid se encuentra muy restringido a las zonas más altas de la sierra de Guadarrama, a partir del piso oromediterráneo superior (Cebolla & Rivas Ponce, 1994: 70). Su comportamiento prático (formador de herbazales cespitosos) la hace ser muy apetecible como alimento por el ganado, presentando los individuos de las poblaciones más accesibles numerosos tallos floríferos ramoneados. Sin embargo su carácter perenne, con multiplicación vegetativa por bulbos y bulbillos, no hace temer por su conservación. Ha sido localizada en 17 cuadrículas (figura 8).

Otras especies consideradas raras son *Doronicum carpetanum*, *Drosera rotundifolia*, *Festuca rivularis* y *Parnassia palustris*.

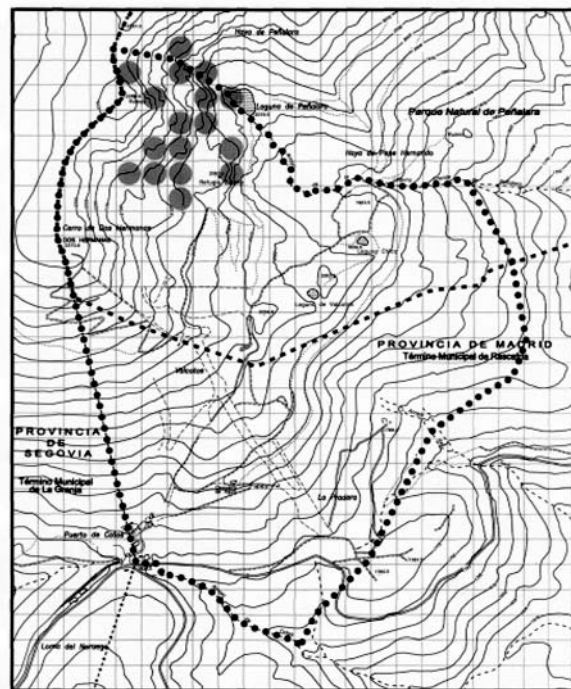


Figura 8. Mapa de distribución en Los Cotos de *Allium schoenoprasum*.

- Escasas (entre el 11% y el 30%):

* *Saxifraga pentadactylis* subsp. *willkommiana*. Casmófito orófilo de las zonas más altas de Los Cotos, se trata de un endemismo carpetano-ibérico-leonés, conocido únicamente en Madrid de los enclaves subalpinos de la sierra. Taxon íntimamente ligado a grietas y fisuras, es localmente abundante en las paredes rocosas más concurridas por los amantes de la escalada, cuyas repisas son usadas como asideros durante la ascensión. Fue localizada en 44 cuadrículas (figura 9).

Dentro de este grupo también pueden encontrarse, entre otras, especies como *Conopodium pyrenaicum*, *Festuca iberica*, *Gentiana lutea* subsp. *lutea*, *Koeleria caudata* subsp. *crassipes* y *Linaria saxatilis*.

- Habituales (entre el 31% y el 50%):

* *Crocus carpetanus*. Geófito endémico característico del arco hercínico desde las zonas basales hasta la alta montaña (Moreno Saiz & Sainz Ollero, 1992: 208), es considerado como un taxon frecuente para la provincia de Madrid. (Cebolla & Rivas Ponce, 1994: 8, 34). Propio de prados húmedos y pastizales en los claros de piornales y pinares, donde es localmente abundante, ha sido

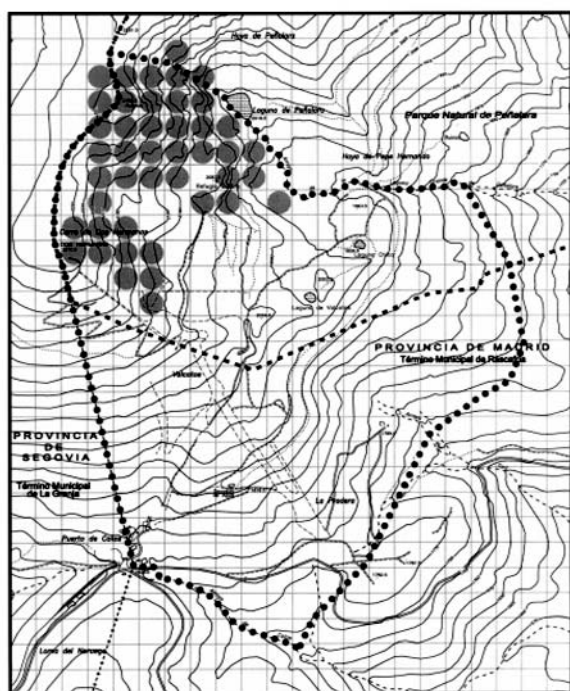


Figura 9: Mapa de distribución en Los Cotos de *Saxifraga pentadactylis* subsp. *willkommiana*.

localizado en 92 cuadrículas. Su distribución se solapa con la representatividad espacial de los hábitats donde se desarrolla (figura 10).

Otras especies habituales son *Leucanthemopsis pallida* subsp. *pallida* y *Merendera montana*.

- Frecuentes (entre el 51% y el 70%):

* *Linaria nivea* junto con *Senecio pyrenaicus* conforman el grupo de táxones frecuentes. Esta linaria coloniza zonas quemadas, laderas pedregosas, piornales y claros de pinares, casi endémico del Sistema Central, por ser también conocido de las sierras extremeñas de Guadalupe y Villuercas (Sainz Ollero & Sánchez Bermejo, 1981: 59). Muy abundante por toda la sierra de Madrid, sobre todo a partir del piso del pinar, ha sido localizada para Los Cotos en 205 cuadrículas, siendo la segunda especie con mayor representatividad espacial de todo el territorio (figura 11).

- Muy frecuentes (más del 70%):

* *Narcissus rupicola*. Geófito endémico de las montañas centro-occidentales ibéricas, se comporta en el territorio como glerícola y saxícola heliófilo, abundante también sobre pastos secos de piorna-

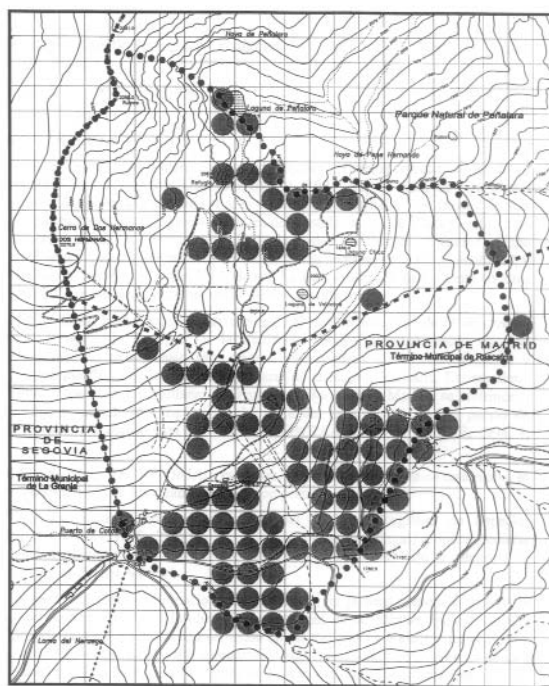


Figura 10: Mapa de distribución en Los Cotos de *Crocus carpetanus*.

les, pinares aclarados y pistas de esquí. Su enorme plasticidad ecológica hace que esté presente en casi todos los hábitats de Los Cotos, a excepción de los cervunales, prados húmedos y turberas. Presente en 217 cuadrículas, es la especie, de las consideradas, más abundante (figura 12).

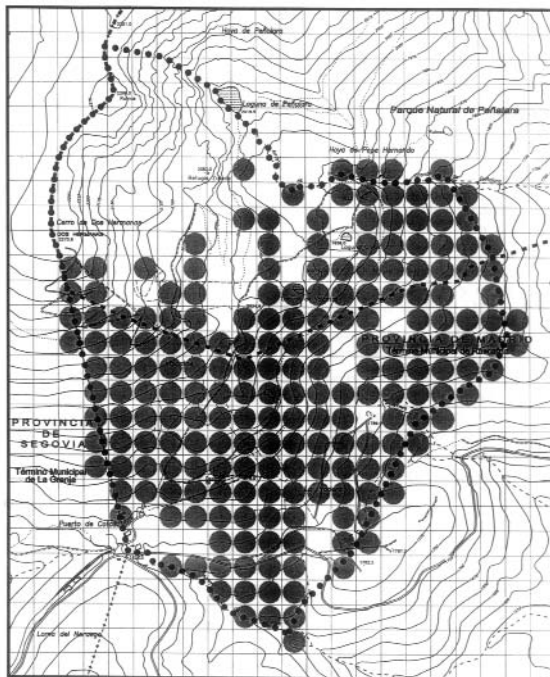
CONCLUSIONES: VALORACIÓN Y DIAGNOSIS FLORÍSTICA

A partir de la valoración multicriterio establecida en el desarrollo metodológico para cada especie, exclusivamente aplicable al ámbito territorial de la finca de Los Cotos, se han considerado 40 especies de valor alto o máximo, 24 de valor medio y 13 de valor bajo.

Estos resultados denotan una significación especial, puesto que el alto número de especies de máximo valor (un 53% del total de especies estimadas presentes en Los Cotos) confirma el interés de la flora establecida como hipótesis de trabajo.

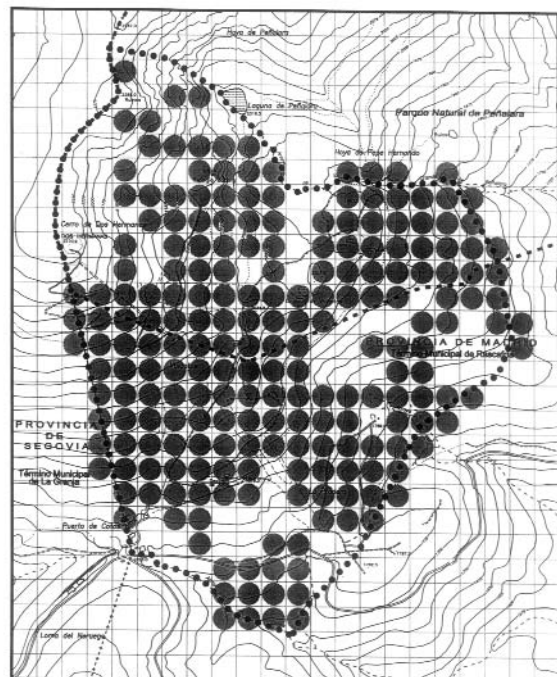
En función de ello, y tras realizar un análisis comparativo de todos los mapas de distribución, se ha elaborado una cartografía de diagnóstico del territorio (figura 13) con el objeto de sectorizar y ubicar aquellas zonas de alto, medio o bajo valor, a partir de los siguientes criterios:





LIMITE FINCA LOS COTOS ●●●●●●
 LIMITE PARQUE NATURAL PEÑALARA - - - - -
 EQUIDISTANCIA CURVAS NIVEL 25M.

Figura 11. Mapa de distribución en Los Cotos de *Linaria nivea*.



LIMITE FINCA LOS COTOS ●●●●●●
 LIMITE PARQUE NATURAL PEÑALARA - - - - -
 EQUIDISTANCIA CURVAS NIVEL 25M.

Figura 12. Mapa de distribución en Los Cotos de *Narcissus rupicola*.

- Zonas de valor alto: cuadrículas con presencia de, al menos, especies de valoración multicriterio 1 (valor máximo).
- Zonas de valor medio: cuadrículas con presencia de, al menos, especies de valoración multicriterio 2 (valor medio), excluyendo aquellas que contengan especies de valor 1 (valor alto).
- Zonas de valor bajo: cuadrículas con presencia únicamente de especies de valor multicriterio 3 (valor bajo).

A las zonas consideradas de valor alto (expresadas en color verde oscuro en la figura 13) se las denominó Unidades de Gestión Florística (UGF). La delimitación final de estas áreas de máxima valoración florística se ha llevado a cabo aplicando, siempre que se ha creído conveniente, un principio de proximidad geográfica para facilitar la adopción de directrices de gestión botánica común. Para todas ellas se identificó, en general, similares problemáticas y amenazas, que proceden de los dos siguiente fenómenos:

- Excesivo tránsito de excursionistas y visitantes con fines recreativos y de estancia sedentaria y/o práctica deportiva (escalada o senderismo), ocasionando problemas relativos a pisoteo y compactación del suelo con la consiguiente pérdida de cubierta vegetal.

- Sobrecarga ganadera que ocasiona predación de especies y alteración de sus hábitats por remoción, nitrificación y eutrofización del sustrato. Este impacto es masivo en turberas y prados higrófilos puesto que aquí es donde se concentran los pastos más frescos durante la época estival.

Es curioso el caso que ocurre en algunos prados higróturbosos muy localizados, altamente perturbados por el ganado y con total alteración del sustrato. Todo ello provoca la formación de pequeñas “pocitas” que se encharcan por el pisoteo constante del subsuelo inundado. Estas “microcharcas” semejan condiciones ecológicas similares a las que necesitan para su desarrollo especies como *Utricularia minor* (láminas de agua oligotróficas de poca profundidad), de ahí su presencia. Sin embargo el constante aporte de materia orgánica por parte del ganado, junto con la poca mineralización que se produce de ella por tratarse de medios tan anaerobios, puede conllevar la eutrofización de estos lugares y consiguiente desaparición de la especie.

La importancia de la conservación de esta especie queda expresada en Domínguez & al. (eds.) (2000), donde se expone la lista roja actualizada de la flora vascular española redactada por la Comisión de Flora del Comité Español de la UICN. En este riguroso y metódico informe, se expresan nuevas categorías de amenaza bajo diferentes criterios. En este sentido, se considera a *Utricularia minor* como especie vulnerable para

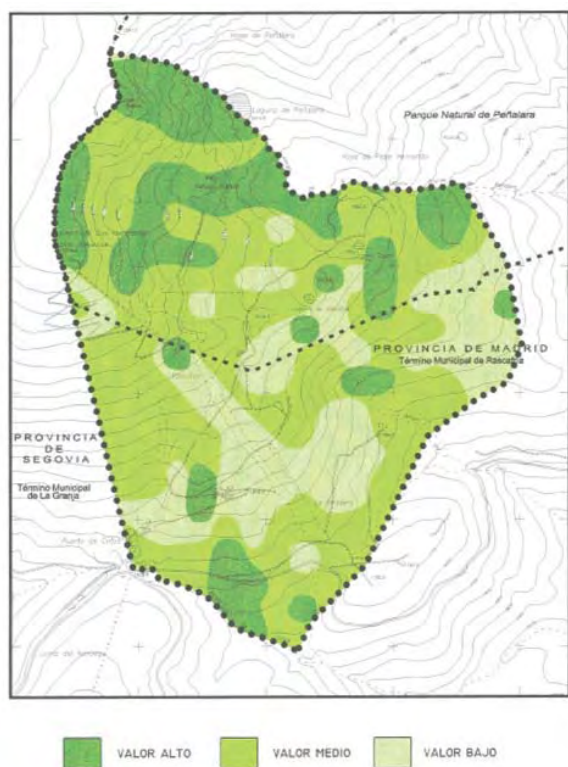


Figura 13. Cartografía de diagnóstico florística de Los Cotos.

todo el territorio español. Se define taxon vulnerable a aquel que aún cuando no está en peligro crítico o en peligro, se enfrenta a un alto riesgo de extinción en estado silvestre a mediano plazo. Esta especie cumple para España con los siguientes criterios establecidos:

- * En relación con su distribución y su disminución o fluctuación:
 - Distribución pequeña con un área de ocupación menor de 2000 km².
 - Fragmentación severa con no más de 10 poblaciones.
 - En declinación continua del área de ocupación y del número de individuos maduros.
 - Fluctuación en el número de localidades, subpoblaciones y número de individuos maduros.
- * En relación con el tamaño poblacional y su declinación:
 - Presenta menos de 10.000 individuos maduros.
 - Declinación continua de las poblaciones las cuales se hayan muy fragmentadas, no superando ninguna de ellas los 1.000 individuos.

A la vista de estos resultados, *Utricularia minor* queda considerada como una especie gravemente amenazada para toda España, por lo que en Madrid y por ende en Peñalara, donde se localizan las mejores poblaciones, deben adoptarse urgentemente medidas

de conservación encaminadas a la protección de esta especie. Así se manifiesta la enorme necesidad de realizar posteriores estudios de relación entre la conservación de aquellos táxones más amenazados y la presencia de herbívoros (ganado vacuno) en sus hábitats, fenómeno frecuente en un territorio de gran vocación ganadera como es el Valle del Paular. Estos prados higróturbosos sometidos al pastoreo soportan una gran presión, alterándose sus condiciones ecológicas por nitrificación y remoción del sustrato, con el consiguiente proceso de eutrofización. En el caso de *Utricularia minor*, de la que se supone en este área métodos de reproducción vegetativa, ante la falta de periodo de floración (según comunicación personal de L. Medina, investigador del Real Jardín Botánico de Madrid y profuso conocedor de la flora acuática de Peñalara), es aún más afectada por fenómenos eutróficos, puesto que se haya íntimamente ligada a turberas oligótroficas y distrofas (Pizarro, Molina & Sánchez Mata, 1987: 58).

Disposiciones sobre la conservación de la flora

Además de las disposiciones que se derivan del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid, en consecuencia la necesidad de elaboración de planes de recuperación, conservación y manejo según su grado de amenaza (Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres), y a la vista de la situación concreta de las poblaciones de algunas especies en el territorio estudiado, se debe proceder a la protección integral, dentro del Parque de Peñalara y su área de influencia, de las siguientes especies:

Alchemilla xanthochlora, *Carex umbrosa* subsp. *huetiana*, *Dactylorhiza elata* subsp. *sesquipedalis*, *Eleocharis quinqueflora*, *Eryngium bourgatii*, *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris*, *Hieracium pseudovahlilii*, *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus*, *Orchis morio* subsp. *morio*, *Persicaria alpina*, *Potentilla rupestris*, *Sempervivum vicentei*, *Senecio boissieri*, *Sorbus aria*, *Thymus praecox* subsp. *polytrichus*, *Utricularia minor* y *Vaccinium myrtillus*.

En la mayor parte de los casos su futuro no queda asegurado con la preservación genérica de sus hábitats, por el mero hecho de tratarse de un espacio natural protegido, sino que su conservación pasa por su protección específica, debido a lo pequeño y localizado de sus poblaciones.

En este sentido, en otras comunidades autónomas como Castilla La Mancha (en breve) y en Valencia (desde 1994), se realizan prácticas de gestión botánica en áreas de pequeña extensión, generalmente menores de una o dos hectáreas, denominadas microrreservas



florísticas. Esta figura de protección es utilizada para aquellos enclaves de mínima superficie con alta concentración de especies vegetales raras, endémicas o amenazadas, y está destinada a conservar, “in-situ” y, en su caso, “ex-situ”, ese patrimonio florístico para su estudio y gestión bajo criterios científicos a largo plazo (cf. Laguna, 1996 a, b). Este modelo de gestión es perfectamente compatible en el seno de un espacio natural protegido, pues actúa como un mecanismo complementario para asegurar no solo la conservación, sino sobre todo el estudio científico del área (Laguna, 1995: 24). En Los Cotos, se han detectado algunos enclaves que cumplen con creces estas premisas, en especial en áreas del entorno de la Laguna Grande de Peñalara, donde podrían plantearse metodologías similares de conservación, dentro del contexto de protección del Parque de Peñalara.

La restauración ambiental de Peñalara: finca de Los Cotos

Las actuaciones de restauración ambiental ya comenzadas para el Parque Natural de Peñalara, y en especial para la finca de Los Cotos, deben tener muy en cuenta el objetivo final de dicho propósito. El esfuerzo económico y personal que se va a realizar debe buscar, no solo la restitución topográfica de los perfiles del terreno y la simple repoblación forestal con el objeto de recuperar paisajes vegetales originales, allí donde la actividad del esquí dejó su huella, sino también el restablecimiento de los ecosistemas naturales y posterior conservación de las comunidades biológicas, aunque se desarrollen en biotopos no afectados por dicha actividad. Los resultados obtenidos tras este estudio ponen de manifiesto la importancia de conocer la composición florística, valoración y estado de conservación de aquellos hábitats que sufren mayor impacto por el resto de actividades humanas que acontecen en el Parque de Peñalara. Es preciso la adopción de medidas urgentes encaminadas a la preservación de la flora más amenazada, aunque eso conlleve la regulación y/o limitación de determinados usos que impactan sobre sus poblaciones. Su localización y cartografiado ha servido para delimitar aquellas áreas de máximo valor florístico, que coinciden con aquellos lugares de considerable tránsito humano y ganadero, lo que conlleva mayor presión ambiental. La diagnosis realizada sobre el estado actual de la flora vascular más singular debe encauzar futuros trabajos relacionadas con la puesta en marcha de planes de manejo y conservación “in situ” y, en su caso, “ex situ” del patrimonio botánico de uno de los

enclaves de la provincia de Madrid más importantes en cuanto a sus valores naturales y biológicos.

No obstante, y en vistas de la restauración vegetal, próxima a realizarse (Sánchez Herrera 2000: 6), debe analizarse la composición florística y su valoración, antes de proceder en aquellas áreas previstas para estas actuaciones. En este sentido, es de suma importancia la elección adecuada de especies a utilizar, donde se requiere tener en cuenta, no solo su óptimo ecológico sino la necesidad de conservar la armonía natural de la vegetación existente. El favorecimiento artificial de especies forestales relictas en el territorio (abedules, acebos, álamos temblones, serbales, tejos, etc.) sería contradictorio con la realidad de su distribución natural estenócora en Madrid. Se trata de restaurar paisajes vegetales naturales en un espacio protegido y no crear “falsos” jardines botánicos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo, del que nace este artículo, fue promovido y financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, durante 1999. El autor expresa su agradecimiento a: D. Juan Vielva Juez, director-conservador del Parque Natural de Peñalara, y a su equipo técnico; al Dr. Roberto Gamarra, profesor de Botánica de la Universidad Autónoma de Madrid, por la corrección de los textos; a los conservadores de los herbarios del Real Jardín Botánico de Madrid y de la Facultad de Farmacia de la Universidad Complutense de Madrid, por facilitar la consulta del material vegetal necesario; a Leopoldo Medina (experto en flora acuática e investigador del Real Jardín Botánico de Madrid), Yolanda Fulgueiras, Félix Martín y Jorge Baonza, compañeros biólogos amantes de la botánica, por su apoyo en las labores de muestreo y compilación de datos; y, muy especialmente, a Esther Pérez y a Amador Fernández, por su colaboración desinteresada en el tratamiento cartográfico de las observaciones de campo.

Nota del Autor: la señalización del topónimo “Hoya de Pepe Hernando”, integrado en la cartografía aportada, no coincide con su ubicación exacta. El error procede de la cartografía original utilizada como base, hoja 483 (6-8) E: 1/5.000, editada por la Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte de la Comunidad de Madrid. El enclave de “La Hoya de Pepe Hernando” no se localiza dentro del área total cartografiada y presentada en esta publicación.





Foto 1. *Armeria caespitosa*.



Foto 2. *Festuca curvifolia*



Foto 3. *Eryngium bourgatii*.



Foto 4. *Sempervivum vicentei*.



Foto 5. *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus*.



Foto 6. *Allium schoenoprasum*



Foto 7. *Saxifraga pentadactylis* subsp. *willkommiana*.

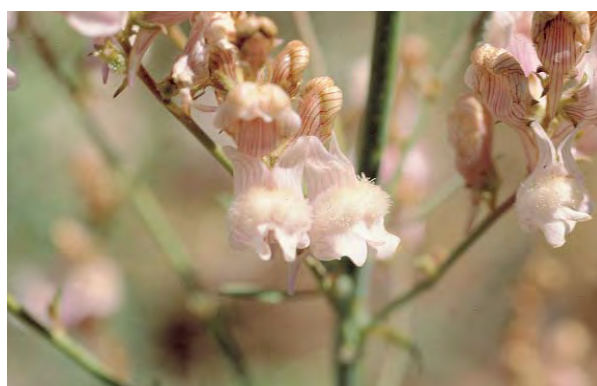


Foto 8. *Linaria nivea*.

Tabla 2. Flora rara, endémica y amenazada

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Los Cotos
<i>Aconitum vulparia</i> Rch. subsp. <i>neapolitanum</i> (Ten.) Muñoz Garm.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Vulnerable
<i>Adenocarpus hispanicus</i> (Lam.) DC. subsp. <i>hispanicus</i>	Endemismo del Sistema Central	Localizada en Los Cotos
<i>Agrostis rupestris</i> All.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Alchemilla xanthochlora</i> Rothm.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Citada pero no localizada en Los Cotos
<i>Allium schoenoprasum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Aquilegia vulgaris</i> L. subsp. <i>hispanica</i> (Willk.) Heywood	Endemismo orófito ibérico	
<i>Armeria caespitosa</i> (Gómez Ortega) Boiss.	Endemismo del Sistema Central	Localizada en Los Cotos
<i>Betula alba</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial
<i>Biscutella valentina</i> (Loefl. ex L.) Heywood subsp. <i>pyrenaica</i> (A. Huet) Grau & Klingenberg	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Blechnum spicant</i> (L.) Roth subsp. <i>spicant</i> var. <i>spicant</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Campanula herminii</i> Hoffmanns. & Link	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Carduus carpetanus</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Carex asturica</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Carex furva</i> Webb	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat; BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Carex panicea</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Carex umbrosa</i> Host subsp. <i>huetiana</i> (Boiss.) Soó	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat. Localizada en Los Cotos
<i>Centaurea nigra</i> L. subsp. <i>carpetana</i> (Boiss. & Reuter) Nyman	Endemismo orófito ibérico	
<i>Coincya monensis</i> (L.) Greuter & Burdet subsp. <i>hispida</i> (Cav.) Leadlay	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Citada pero no localizada en Los Cotos
<i>Conopodium pyrenaicum</i> (Loisel.) Miégevill	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Crocus carpetanus</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Dactylorhiza elata</i> (Pouret) Soó subsp. <i>sesquipedalis</i> (Willd.) Soó	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración de su hábitat. Localizada en Los Cotos
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>subtriflora</i> (Lag.) Ehr. Bayer & G. López var. <i>hispanica</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>subtriflora</i> (Lag.) Ehr. Bayer & G. López var. <i>subtriflora</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Digitalis thapsi</i> L.	Endemismo orófito ibérico	
<i>Doronicum carpetanum</i> Boiss. & Reuter ex Willk	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Drosera rotundifolia</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Eleocharis quinqueflora</i> (Hartmann) O. Schwarz	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos



Tabla 2. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Los Cotos
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Vulnerable
<i>Epilobium collinum</i> C. C. Gmel.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Epilobium lanceolatum</i> Sebast. & Mauri	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Epilobium montanum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Erica tetralix</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Eryngium bourgatii</i> Gouan	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Erysimum humile</i> Pers. subsp. <i>penyalarense</i> (Pau) Rivas Martínez ex G. López	Endemismo de la Sierra de Guadarrama	BLANCO (1999): De interés especial
<i>Euphrasia minima</i> Jacq. ex DC. subsp. <i>minima</i>	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Festuca curvifolia</i> Lag. ex Lange	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Festuca iberica</i> (Hackel) K. Ritcher	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Festuca rivularis</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Festuca rothmaleri</i> (Litard.) Markgr.-Dannenb	Endemismo orófito ibérico	
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat
<i>Fritillaria lusitanica</i> Wikström subsp. <i>lusitanica</i>	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Necesitada de protección(*). Localizada en Los Cotos
<i>Galium broterianum</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	
<i>Galium rivulare</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Gentiana lutea</i> L. subsp. <i>lutea</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) Newman	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Herniaria scabrida</i> Boiss. subsp. <i>scabrida</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Hieracium argyrocomum</i> (Fries) Zahn	Endemismo orófito ibérico	
<i>Hieracium castellanum</i> Boiss. & Reuter	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Hieracium granatense</i> Arv.-Touv. subsp. <i>guadarramense</i> (Arv.-Touv.) Zahn	Endemismo de la Sierra de Guadarrama	
<i>Hieracium pseudovahlilii</i> De Retz	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Hieracium vahlilii</i> Froelich	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Holcus reuteri</i> Boiss	Endemismo orófito ibérico	
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Jasione crispa</i> (Pourret) Samp. subsp. <i>centralis</i> (Rivas Martínez) Tutin	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Jasione laevis</i> Lam. subsp. <i>carpetana</i> (Boiss. & Reuter) Rivas Martínez	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Juncus alpinoarticulatus</i> Chaix subsp. <i>alpestris</i> (Hartman) Hämet-Ahti	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat. Localizada en Los Cotos
<i>Juncus bulbosus</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Koeleria caudata</i> (Link) Steudel subsp. <i>crassipes</i> (Lange) Rivas Martínez	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos



Tabla 2. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Los Cotos
<i>Leontodon carpetanus</i> Lange subsp. <i>carpetanus</i>	Endemismo orófito ibérico	Citada pero no localizada en Los Cotos
<i>Leucanthemopsis pallida</i> (Miller) Heywood subsp. <i>pallida</i>	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Linaria alpina</i> (L.) Miller	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Linaria elegans</i> Cav.	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Linaria nivea</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Linaria saxatilis</i> (L.) Chaz.	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Luzula caespitosa</i> J. Gay	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable
<i>Luzula spicata</i> (L.) DC.	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Luzula multiflora</i> (Retz.) Lej.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Citada pero no localizada en Los Cotos
<i>Luzula sylvatica</i> (Hudson) Gaudin subsp. <i>henriquesii</i> (Degen) P. Silva	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Lysimachia nemorum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Merendera montana</i> (Loefl. ex L.) Lange	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L. subsp. <i>confusus</i> (Pugsley) A. Fern.	Endemismo orófito ibérico	CREACM: En peligro de extinción; BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat. Localizada en Los Cotos
<i>Narcissus triandrus</i> L. subsp. <i>pallidulus</i> (Graells.) Rivas Goday	Endemismo orófito ibérico	
<i>Narcissus rupicola</i> Dufour	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Orchis mascula</i> (L.) L. subsp. <i>mascula</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial
<i>Orchis morio</i> L. subsp. <i>morio</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Paris quadrifolia</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Parnassia palustris</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Phyteuma hemisphaericum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Pinguicula grandiflora</i> Lam. subsp. <i>grandiflora</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Vulnerable; BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Plantago alpina</i> L. subsp. <i>penyalarensis</i> (Pau) Rivas Martínez	Endemismo del Sistema Central	Localizada en Los Cotos
<i>Poa cenisia</i> All.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Poa legionensis</i> (Lainz) Fern. Casas & Lainz	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Polygonatum odoratum</i> (Miller) Druce	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Necesitada de protección(*)
<i>Persicaria alpina</i> (All.) H. Gross	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Polystichum aculeatum</i> (L.) Roth	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Polystichum lonchitis</i> (L.) Roth	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: En peligro de extinción
<i>Populus tremula</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos



Tabla 2. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Los Cotos
<i>Potentilla pyrenaica</i> Ramond ex DC.	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Potentilla rupestris</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Pyrola minor</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Vulnerable
<i>Pyrola chlorantha</i> Sw.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Quercus petraea</i> (Mattuschka) Liebl. subsp. <i>petraea</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable
<i>Ranunculus abnormis</i> Cutanda & Willk.	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable; BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Ranunculus aconitifolius</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Fouc. var. <i>cacuminalis</i> G. López	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Ranunculus valdesii</i> Grau	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable
<i>Rosa villosa</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Rumex papillaris</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	
<i>Rumex suffruticosus</i> Gay ex Willk.	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Sagina saginoides</i> (L.) Karsten	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Saxifraga pentadactylis</i> Lapeyr. subsp. <i>willkommiana</i> (Boiss. ex Willk.) Rivas Martínez	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Sedum candolleianum</i> Raym.-Hamet ex G. López	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Selinum pyrenaicum</i> (L.) Gouan	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Citada pero no localizada en Los Cotos
<i>Sempervivum vicentei</i> Pau	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Vulnerable. Localizada en Los Cotos
<i>Senecio boissieri</i> DC.	Endemismo orófito ibérico	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat. Localizada en Los Cotos
<i>Senecio nebrodensis</i> L.	Endemismo orófito ibérico	
<i>Senecio pyrenaicus</i> L.	Endemismo orófito ibérico	Localizada en Los Cotos
<i>Silene boryi</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Sorbus latifolia</i> (Lam.) Pers.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat
<i>Succisa pratensis</i> Moench	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Taxus baccata</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat
<i>Thlaspi stenopterum</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	
<i>Thymus bracteatus</i> Lange ex Cutanda	Endemismo orófito ibérico	
<i>Thymus praecox</i> Opiz subsp. <i>ligusticus</i> (Briq.) Paiva & Salguero	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos



Tabla 2. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Los Cotos
<i>Thymus praecox</i> subsp. <i>polytrichus</i> (A. Kerner ex Borbas) Jalas	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Citada pero no localizada en Los Cotos
<i>Trisetum ovatum</i> (Cav.) Pers.	Endemismo orófito ibérico	
<i>Utricularia minor</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat. Localizada en Los Cotos
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial. Localizada en Los Cotos
<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Veratrum album</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial
<i>Veronica fruticans</i> Jacq. subsp. <i>cantabrica</i> Lainz	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Vicia pyrenaica</i> Pourret	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Viola parvula</i> Tineo	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos
<i>Wahlenbergia hederacea</i> (L.) Reichenb.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Localizada en Los Cotos

(*) BLANCO (1999) considera que de estas especies, las cuales por uno u otro motivo se quedan próximas a su declaración como “de interés especial”, se deben proteger algunas poblaciones, sus hábitats y/o deben ser mejor estudiadas.

Tabla 2. Lista preliminar de especies que constituirían la flora rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno, en relación con su elemento corológico, protección y presencia o no en Los Cotos

Táxones finícolas	Territorio límite de distribución		
	Sistema Central	Sierra de Guadarrama	Macizo de Peñalara
<i>Alchemilla xanthochlora</i>		*	
<i>Alopecurus aequalis</i>	*		
<i>Carduus carpetanus</i>	*		
<i>Carex umbrosa</i> subsp. <i>huetiana</i>			*
<i>Conopodium pyrenaicum</i>	*		
<i>Doronicum carpetanum</i>	*		
<i>Festuca curvifolia</i>		*	
<i>Galium rivulare</i>	*		
<i>Gentiana lutea</i> subsp. <i>lutea</i>	*		
<i>Hieracium argyrocomum</i>	*		
<i>Hieracium pseudovahlii</i>	*		
<i>Hieracium vahlii</i>	*		
<i>Jasione cirspa</i> subsp. <i>centralis</i>	*		
<i>Jasione laevis</i> subsp. <i>carpetana</i>	*		
<i>Leontodon carpetanus</i> subsp. <i>carpetanus</i>	*		
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	*		
<i>Persicaria alpina</i>	*		
<i>Saxifraga pentadactylis</i> subsp. <i>willkommiana</i>	*		
<i>Selinum pyrenaicum</i>	*		
<i>Sempervivum vicentei</i>	*		
<i>Sorbus aucuparia</i>	*		
<i>Succisa pratensis</i>	*		
<i>Thymus praecox</i> subsp. <i>ligusticus</i>	*	*	
<i>Thymus praecox</i> subsp. <i>polytrichus</i>	*		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	*		
TOTALES	21	3	1

Tabla 3. Comportamiento finícola de la flora singular de Los Cotos



Taxon	CREACM				BLANCO (1999) ¹			
	E	S	V	I	E	S	V	I
<i>Alchemilla xanthochlora</i>							•	
<i>Carex umbrosa</i> subsp. <i>huetiana</i>		•						
<i>Eleocharis quinqueflora</i>				•				
<i>Erica tetralix</i>								•
<i>Eryngium bourgatii</i>								•
<i>Dactylorhiza elata</i> subsp. <i>sesquipedalis</i>						•		
<i>Drosera rotundifolia</i>								•
<i>Gentiana lutea</i> subsp. <i>lutea</i>				•				
<i>Ilex aquifolium</i>		•						
<i>Juncus alpinoarticulatus</i> subsp. <i>alpestris</i>		•						
<i>Juncus bulbosus</i>			•					
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> subsp. <i>confusus</i>	•							
<i>Orchis morio</i> subsp. <i>morio</i>								•
<i>Parnassia palustris</i>							•	
<i>Rosa villosa</i>				•				
<i>Sempervivum vicentei</i>							•	
<i>Senecio boissieri</i>				•				
<i>Silene boryi</i>								•
<i>Sorbus aria</i>				•				
<i>Sorbus aucuparia</i>				•				
<i>Utricularia minor</i>		•						
<i>Vaccinium myrtillus</i>			•					
SUBTOTALES	1	4	1	7	0	1	3	5
TOTALES			13				9	

E: en peligro de extinción; S: sensible a la alteración del hábitat; V: vulnerable; I: de interés especial.

(1): Blanco (1999) considera también a *Fritillaria lusitanica* subsp. *lusitanica* como especie que, por uno u otro motivo, su estado de conservación es próximo al necesario para ser declarada “de interés especial”, se precisa elegir algunas poblaciones para su protección, preservar sus hábitats o requieren ser mejor estudiadas

Tabla 4. Espectro de protección, legal o pretendida, de flora singular de Los Cotos



Referencias bibliográficas

- ARCE CASTILLA, S., J. M. POSTIGO MIJARRA & H. SAINZ OLLERO. 1998. *Aproximación al catálogo de la flora amenazada y de interés especial de la provincia de Segovia*. Colección Naturaleza y Medio Ambiente. Caja Segovia.
- BLANCO, E. (coord.). 1999. *Revisión del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora Silvestre de la Comunidad de Madrid*. Informe inédito incluido en el Programa A de Forestación y Restauración de las Cubiertas Vegetales, del Plan Forestal de la Comunidad de Madrid (2000-2019): 751-779.
- BOLÒS, O. de & J. VIGO. 1984-1995. *Flora dels Països Catalans*, vols. I-III. Editorial Barcino. Barcelona.
- CADIÑANOS, J. A. & G. MEAZA. 1998. *Bases para una biogeografía aplicada: criterios y sistemas de valoración de la vegetación*. Geoforma ediciones. Logroño.
- CASTROVIEJO, S. & al. (eds.). 1986-1999. *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica y Baleares*, vols. I-VIII. Real Jardín Botánico. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.). Madrid.
- CEBOLLA LOZANO, C. & M^a. A. RIVAS PONCE. 1994. Atlas florae matritensis (Amaryllidaceae, Iridaceae, Liliaceae, Orchidaceae). *Fontqueria*, 41.
- CEBOLLA LOZANO, C., J. A. LÓPEZ RODRÍGUEZ, J. M. POSTIGO & M. A. RIVAS PONCE. 1997. Matritensis plantarum vascularium catalogus. Poaceae. *Fontqueria*, 49.
- CEBOLLA LOZANO, C., J. A. LÓPEZ RODRÍGUEZ & M. A. RIVAS PONCE. 1997. *Poa legionensis* (Lainz) Fernández Casas & Lainz en la Sierra de Guadarrama. *Fontqueria*, 48: 25-27.
- DECRETO 18/1992 de 26 de Marzo por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre de la Comunidad de Madrid. *Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid*, núm. 85 del 9 de abril de 1992.
- DOMINGUEZ, F. & al. (eds.). 2000. Lista Roja 2000 de la Flora Vascular Española. *Conservación Vegetal*, núm 6. *Boletín de la Comisión de Flora del Comité Español de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN)*. UAM ediciones.
- FERNÁNDEZ-ARIAS GONZÁLEZ, M. I. & J. A. DEVESA ALCARAZ. 1990. Revisión del género *Fritillaria* L. (Liliaceae) en la Península Ibérica. *Studia Botanica*, 9: 49-84.
- FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, F. 1988. *Estudio florístico y fitosociológico del Valle del Paular (Madrid)*. Tesis Doctoral ined., Facultad de Biología, Universidad Complutense, Madrid.
- FERNANDEZ GONZÁLEZ, F. 1999. La flora y la vegetación del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular (Madrid): implicaciones en la conservación de la biodiversidad. En: *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.
- FUENTE, V. de la & ORTUÑEZ, E. 1998. *Biosistemática de la sección Festuca del género FESTUCA* L. (Poaceae) en la Península Ibérica. Colección de estudios, 59. Ediciones Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- GARCÍA ADÁ, R. 1995. *Estudio de la flora y vegetación de las cuencas alta y media de los ríos Eresma, Pirón y Cega (Segovia)*. Tesis doctoral, inéd., Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- LAGUNA LUMBRERAS, E. 1995. Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. *Quercus*, 118: 22-26.
- LAGUNA LUMBRERAS, E. 1996a. Conservación in situ de flora mediante microrreservas en la Comunidad Valenciana. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (extra): 379-381.
- LAGUNA LUMBRERAS, E. 1996b. Proyectos de investigación adscritos al programa de microrreservas de flora de la Comunidad Valencia. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (extra): 382-384.
- LEY 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 74 de 28 de marzo de 1989.
- LÓPEZ LUENGO M. A. 1996. *Contribución al conocimiento de las gramíneas madrileñas. Catálogo de táxones perennes y atlas cartográfico*. Tesina de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- LUCEÑO, M. 1994. *Monografía del género Carex en la Península Ibérica e Islas Baleares*.



- Monografías del Real Jardín Botánico, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. *Ruizia*, 14.
- LUCEÑO, M. & P. VARGAS. 1990. Catálogo de la flora vascular orófila del Sistema Central español. *Saussurea* 21: 151-194.
 - MONTOUTO, O. 1999a. *Cartografía y evaluación de la flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara y su entorno (Madrid). Fase I: finca de Los Cotos*. Informe técnico para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
 - MONTOUTO. 1999b. Flora vascular rara y amenazada en el Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara. Contribución a su conocimiento y conservación. *Foresta*, 5: 23-25.
 - MORALES, R. 1998. Las labiadas de la Comunidad de Madrid. *Bot. Complutensis* 22: 9-62.
 - MORENO SÁIZ, J. C. & H. SÁINZ OLLERO. 1992. *Atlas corológico de las monocotiledóneas endémicas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
 - ORTUÑEZ, E. & V. de la FUENTE. 1997. On three species of *Festuca* L. (*Poaceae*) from the Central Mountain System, Spain. *Willdenowia*, 27: 57-67.
 - PASTOR, J. & B. VALDÉS. 1983. *Revisión del género Allium (Liliaceae) en la Península Ibérica e Islas Baleares*. Universidad de Sevilla. Sevilla.
 - PIZARRO, J., J. A. MOLINA & D. SÁNCHEZ MATA. 1987. El género *Utricularia* L. (*Lentibulariaceae*) en el Sistema Central español. *Anales de Biología*, 13 (*Biología Vegetal*, 3): 53-58.
 - PRIETO CANA, D. & J. V. de LUCIO. 1993. *Patrimonio ecológico del Parque Natural de Peñalara*. Serie Documentos nº 11 del Centro de Investigación de Espacios Naturales Protegidos Fernando González Bernáldez. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid
 - POSTIGO J. M. 1997. *Contribución al conocimiento de las gramíneas madrileñas. Catálogo de táxones anuales y atlas cartográfico*. Tesina de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
 - RIVAS MARTÍNEZ S. 1963. Estudio de la vegetación y flora de las sierras de Guadarrama y Gredos. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 21(2): 6-325.
 - RUIZ de la TORRE, J., A. ABAJO, E. CARMONA, R. ESCRIBANO, C. ORTEGA, A. RODRÍGUEZ & J. RUIZ del CASTILLO. 1982. *Aproximación al catálogo de plantas vasculares de la provincia de Madrid*. Consejería de Agricultura y Ganadería. Comunidad de Madrid. Madrid
 - SAINZ OLLERO, H. & E. HERNÁNDEZ BERMEJO. 1981. *Síntesis de las dicotiledoneas endémicas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Colección monográfica I.N.I.A. nº 31. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura.
 - SANCHEZ HERRERA, F. 2000. “Desmantelan una estación de esquí para proteger el entorno de Peñalara”. Nota-avance sobre conservación. *Quercus*, 171: 6.
 - TUTIN, T & al. (eds.) 1964-1980. *Flora Europaea*, vols.: 1-5. Cambridge University Press.
 - VALDÉS CASTRILLÓN, B., S. TALAVERA & E. FERNÁNDEZ GALIANO (eds.). 1987. *Flora vascular de Andalucía Occidental*. Vols. I-III. Ed. Ketrés. Barcelona.



LIMNOLOGÍA EN EL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA: NUEVAS APORTACIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

IGNACIO GRANADOS (1) Y MANUEL TORO (2)

(1) *Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias
Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid
ignacio.granados@uam.es*

(2) *Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX
Pº Bajo Virgen del Puerto, 28005 Madrid
manuel.toro@cedex.es*

1.- Introducción

Durante la celebración de los Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular, Toro y Granados (1999) presentaron una introducción a los humedales del Parque. En dicho trabajo realizaron una revisión histórica de los trabajos limnológicos llevados a cabo en el Parque, así como una descripción del medio físico y biológico de los principales humedales. Igualmente, describieron las actuaciones realizadas para el control, protección y recuperación de los ecosistemas acuáticos del Parque, y muy especialmente de la laguna Grande de Peñalara. En la figura 1 se muestra un cronograma resumen de las actuaciones llevadas a cabo y de las investigaciones limnológicas realizadas durante los últimos años. Así, en relación con las alteraciones sufridas por el medio acuático, podemos situar desde principios de los años 70 un incremento continuo del uso turístico, junto con la introducción del salvelino en la laguna de Peñalara. Éste es un salmónido originario del noroeste de Estados Unidos, que ha causado graves alteraciones en la comunidad de organismos acuáticos. La presión excesiva sobre el entorno de esta laguna originó las primeras evidencias de deterioro ambiental a principios de la década de los 80. A mediados de esta década, se llevó a cabo la polémica obra en la laguna Chica para la puesta en funcionamiento de cañones de nieve, afortunadamente paralizadas al poco tiempo, efectuándose una restauración posterior del medio. A finales de los 80, coincidiendo con la primera toma de muestras por parte del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, en la laguna y su cuenca se alcanzó un alarmante grado de degradación. Esto motivó, junto con una grave amenaza de desarrollo urbano en el Puerto de Cotos, la declaración en 1990 del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de

Peñalara. Desde la creación de éste, el interés de la Administración Autonómica por el conocimiento de los ecosistemas del Parque así como de la problemática de su conservación ha sido creciente. Como primeras medidas de urgencia para la protección del medio acuático, se prohibieron el baño en la laguna de Peñalara y la acampada en el Parque, realizándose una primera campaña de limpieza del fondo de la laguna. Entre los años 1992 y 1994, Toro y Montes (1995) sentaron las bases ecológicas para la gestión de la laguna de Peñalara, destacando cuatro principales problemas o impactos detectados en esta laguna. El primero de ellos consistía en la eutrofización de sus aguas, aunque las medidas de urgencia antes mencionadas supusieron un remedio eficaz para este problema y en la actualidad podemos considerarlo superado. El segundo se refiere a la acumulación de basuras en el vaso lacustre y su cuenca. Las campañas de limpieza realizadas, así como una continua dedicación del personal del Parque, también ha minimizado extraordinariamente este problema. El tercer problema ambiental observado consistía en la erosión de los márgenes de la laguna, y muy especialmente de la morrena central que la cierra. Para la regeneración de estas áreas se cercó la parte más afectada en 1995, y poco después se realizaron trabajos de siembra y protección en las zonas más fuertemente erosionadas. En la actualidad esta limitación de acceso continúa, y se está viendo una considerable recuperación de las zonas en peor estado. En julio de 1995 también empezó un seguimiento limnológico mensual de esta laguna, con objeto de determinar el grado de recuperación del ecosistema y evaluar de este modo la eficacia de las medidas de gestión adoptadas. Este seguimiento continúa en la actualidad y está generando una valiosa información en cuanto a su funcionamiento ecológico. Los últimos acontecimientos más destacables en la joven historia del Parque son la suspensión



definitiva en 1997 de la travesía a nado de la laguna, que originaba una fuerte presión puntual sobre el medio, y la compra en 1998 de la Finca Valcotos por parte de la Comunidad de Madrid, con la que la totalidad del Parque pasaba a titularidad pública. En 1998 se realizó el inventario, cartografía y caracterización de las charcas y lagunas del Parque (Toro y Granados, 1998), y en 1999 se inició el proyecto de erradicación del salvelino (Granados y Toro, 1999), con lo que el cuarto problema ambiental destacado en las bases ecológicas para la gestión iniciaba una vía de solución.

investigación limnológica sobre los ecosistemas acuáticos de este espacio protegido.

2.- Inventario, Cartografía y Caracterización de las Charcas y Lagunas del Parque Natural de Peñalara

Localización, morfometría y distribución en el Parque

Durante 1998 se realizó un inventario, cartografía y caracterización de las charcas y lagunas del Parque Natural de Peñalara. Atendiendo a la terminología de los humedales de González Bernáldez (1992), las charcas tendrían longitudes menores de 50 m o superficies menores de media hectárea, mientras las lagunas superarían estas dimensiones. Aceptando este criterio, las únicas lagunas del parque que merecerían esta denominación serían Peñalara, Claveles y Pájaros. Sin embargo, dos de las charcas que no cumplen este requisito son conocidas popularmente con este nombre: la laguna chica y la laguna del Operante. Por otra parte, en el citado trabajo se define charco como lámina de agua efímera, normalmente ligado a la acumulación de agua de lluvia y menor de 10 metros de diámetro. En realidad son innumerables las depresiones en las que tras el deshielo o intensas lluvias se produce una acumulación de agua, pero adoptando nuevamente la definición dada por González Bernáldez, solo se consideraron aquellas zonas que, cumpliendo la definición de charca o charco, presentan comunidades biológicas diferenciadas de las de su entorno. En el mencionado inventario de humedales del Parque, por simplicidad, se prefirió denominar genéricamente a las láminas de agua encontradas, y que no son lagunas, como charcas, que es la convención que empleamos en este trabajo.

De este modo, se han inventariado un total de 242 charcas y lagunas dentro del Parque Natural de Peñalara. Entre ellas se encuentran las lagunas más conocidas del Parque (Peñalara, Claveles, Pájaros), pero la inmensa mayoría son pequeñas charcas sin nombre. El origen de casi todas estas láminas de agua está asociado a la última glaciación, ya sea por estar represadas por materiales morrénicos (Peñalara, Claveles, Chica, etc.) o por situarse en antiguas zonas de sobreexcavación y con un avanzado estado de colmatación en la actualidad. En otros casos, estas láminas de agua se asocian a pequeñas fracturas o depresiones geomorfológicas. También pueden tener su origen en pequeños meandros abandonados por el comportamiento divagante de los arroyos en las zonas con menor pendiente dentro del Parque.

Estas 242 charcas y lagunas se han agrupado en 29 sectores atendiendo a un criterio hidrográfico y de proximidad entre ellas. Algunos de estos sectores están compuestos por una sola charca o laguna mientras que otros comprenden más de una veintena de charcas.

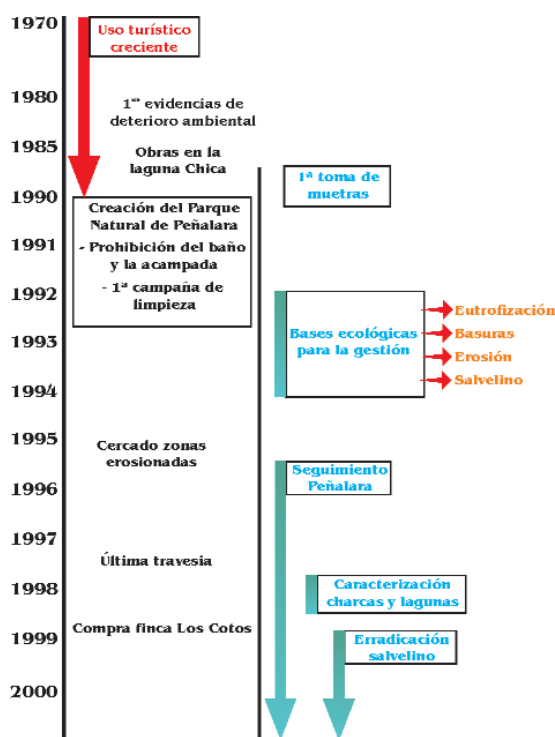


Figura 1. Cronograma resumen de las actuaciones llevadas a cabo y de las investigaciones limnológicas realizadas durante los últimos años en el Parque Natural de Peñalara.

Diversos trabajos (Toro y Granados, 1999; Granados *et al.*, 2000; Toro *et al.*, 2000) describen con mayor detalle todas estas actuaciones, el aprovechamiento turístico de este espacio y sus consecuencias ambientales más notables, y aportan información sobre las características ecológicas de los humedales del Parque. Sin embargo, en el presente trabajo se presentan datos adicionales en cuanto a las características ecológicas de los humedales más desconocidos del Parque: las numerosas charcas de menor entidad presentes en el Parque y en gran medida desconocidas por el público visitante. Así mismo, se presentan algunos resultados preliminares del proyecto de erradicación del salvelino y, por último, se hace una reflexión sobre el futuro de la



Toro y Granados (1998) han realizado un mapa en el que se muestra la localización de cada uno de estos sectores dentro de los límites del Parque Natural. Además del topónimo, se ha empleado un código para la designación de las charcas que se compone del número de sector (en números romanos) y el número de la charca dentro de ese sector. La gran mayoría de estos sectores están situados en la cuenca hidrográfica local del arroyo de Peñalara, que comprende los circos de Peñalara y Pepe Hernando. Este último, presenta dos zonas bastante diferenciadas en lo que a la situación de las charcas se refiere: en la parte sur se disponen una serie de resaltes o rellanos tectónicos ocupados por prados, alguno de ellos con un marcado carácter hidromorfo, en donde se agrupan muchas de estas charcas (sectores VII a XIV). En la parte norte se localizan los Llanos de Peñalara, que se continúan en el circo del Brezal. Las charcas y lagunas situados en los Llanos de Peñalara están divididas de esta manera entre la cuenca local del arroyo de Peñalara, la del arroyo La Pedriza, y la del arroyo de los Pájaros. Por último, hay dos sectores situados por debajo de los Llanos de Peñalara, uno en la cuenca hidrográfica local del arroyo del Brezal y otra en la del arroyo de los Pájaros.

Aproximadamente un tercio de estos sectores están compuestos solamente por una o dos charcas o lagunas, sin embargo es frecuente que estas charcas presenten una agregación espacial muy marcada. Así, se forman núcleos de numerosas charcas que quedan separadas unas de otras por escasos centímetros, sin que ello implique necesariamente un alto grado de similitud entre estas charcas tan próximas. Estas charcas y lagunas se encuentran situadas en el Parque en una franja altitudinal muy concreta de unos 200 metros (figura 2). Prácticamente todas se hallan entre los 1.950 y los 2.150 m de altitud, y es más, el 42% se localizan entre los 2.100 y los 2.150 m de altitud.

Por el contrario, las charcas y lagunas del Parque Natural de Peñalara presentan una gran variedad de tamaño y forma (tabla 1). Se pueden encontrar desde algunas charcas menores de 0,5 m² a los casi 6.500 m² de la laguna de Claveles. Asimismo, se pueden encontrar algunas charcas prácticamente circulares, o por el contrario con contornos muy tortuosos o con numerosas isletas en su interior, como en el caso del humedal del Operante. Pese a esta gran variedad de tamaño y forma, es posible hacer algunas consideraciones a la

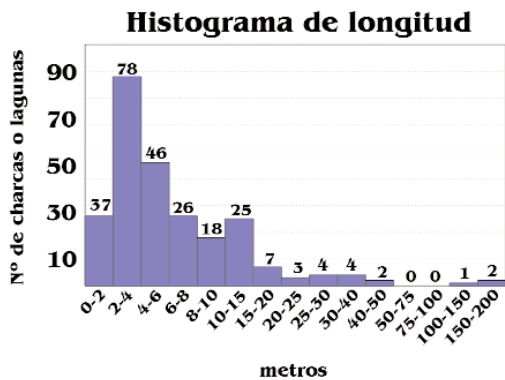
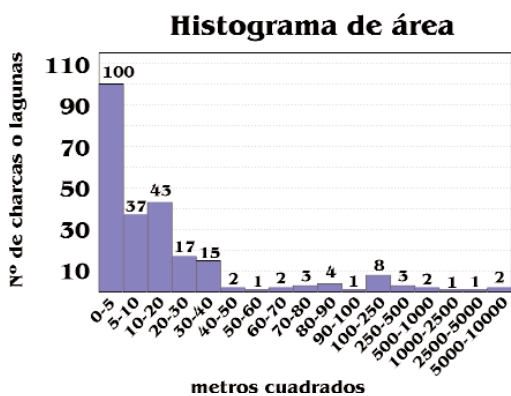
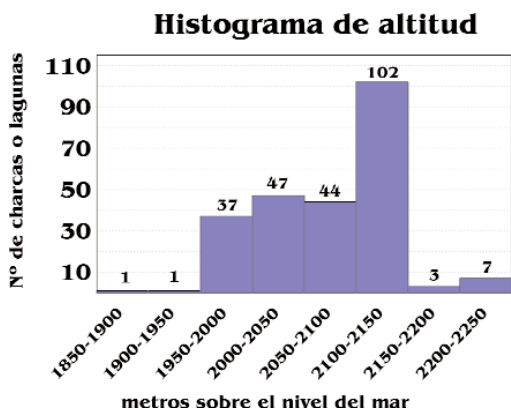
luz de la figura 2, donde se muestra el histograma de distribución de las áreas y de las longitudes máximas de estas charcas y lagunas. Así, el 74% de éstas tiene un tamaño menor de 30 m², mientras que tan sólo 6 humedales (2,5%) presentan una superficie mayor de 500 m². Igualmente, el 73 % de los humedales tienen una longitud máxima inferior a los 8 m, mientras que sólo 3 de ellos (1,2%) tienen un eje máximo superior a 50 m. Respecto a la forma de estas láminas de agua, hay dos parámetros que nos aportan cierta información. La redondez es una expresión que mide la semejanza de la forma del humedal con un círculo. En el caso de ser completamente circular, tendría un valor de 1, mientras que será mayor cuanto más se aleje de esta forma. Por otro lado, la elongación nos informa de la relación entre la longitud y la anchura de la lámina de agua. Muchas de estas charcas presentan una cierta tendencia subcircular puesto que en el 64% de los casos la redondez es menor de 2, mientras que tan sólo en un 6,6% de los casos alcanza valores extremos (>5). Igualmente, el 67 % de estas láminas de agua presentan una elongación menor de 2, es decir, son menos del doble de largas que anchas. Tan sólo el 4,5 % de ellas son más de tres veces tan largas como anchas. Por último, se puede generalizar una profundidad menor de 0,5 m para las charcas. No obstante, hay que señalar que este parámetro es bastante variable en función de la época del año de que se trate, oscilando relativamente poco en algunos casos (lagunas de Peñalara o Pájaros) o de manera drástica en el caso de las charcas temporales.

Los humedales de Peñalara presentan distintos grados de temporalidad. Algunas charcas son extremadamente efímeras, con presencia de agua solamente unos días tras intensas lluvias o tras el periodo de deshielo. Otras, sin embargo, presentan una lámina de agua que perdura algunos meses e incluso pueden no llegar a secarse. Además, hay humedales permanentes como el caso de la Laguna de Peñalara, la de Pájaros o el humedal del Operante. Sobre este aspecto se requiere un mayor conocimiento del ciclo hidrológico de estos ambientes, pero como datos preliminares se podría hablar de un 30 % de charcas efímeras, un 47 % de charcas y lagunas temporales, y un 31 % de charcas y lagunas permanentes o semipermanentes (figura 2). Aunque las charcas efímeras suelen ser de pequeño tamaño, éste no parece ser un factor que condicione la temporalidad de estos ambientes. Así, se encuentran

	Área(m ²)	Longitud (m)	Anchura (m)	Perímetro (m)	Redondez	Elongación
Media	102	8,7	4,6	34,2	2,4	1,9
Desviación estandar	629	17,5	8,1	88,5	2,6	0,6
Máximo	6.463	171,2	71,5	726,6	30,8	4,4
Mínimo	0,3	0,7	0,4	2,2	1,1	1,1
Mediana	7	4,6	2,5	13,1	1,7	1,8

Tabla 1. Estadísticas de los principales parámetros morfométricos de los humedales del Parque de Peñalara.





Temporalidad de las charcas y lagunas del Parque Natural de Peñalara

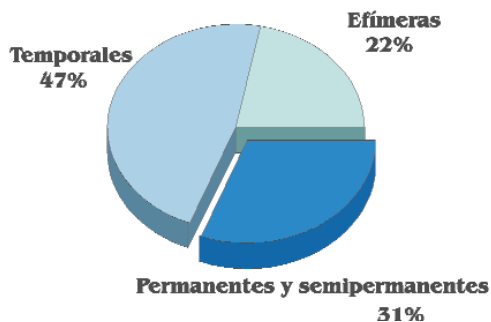


Figura 2. Histogramas de altitud, superficie y longitud máxima de las charcas y lagunas del Parque Natural de Peñalara. Diagrama de temporalidad de estos ecosistemas acuáticos.

charcas permanentes de menos de 5 m² y por el contrario el mayor de estos humedales (laguna de Claveles) es temporal. Uno de los factores que condicionan la temporalidad de algunas de estas charcas y lagunas es la naturaleza del sustrato. Así, aquellas que se localizan sobre materiales permeables de tipo morrénico (Claveles, Chica) se secan con mayor rapidez a pesar de tener algunas de ellas los mayores volúmenes de agua del Parque. Por el contrario, lagunas como la de los Pájaros, con un sustrato de carácter limoso ven favorecida la permanencia de sus aguas gracias a la escasa permeabilidad de estos sustratos. El ciclo hidrológico anual se iniciaría con la formación de la lámina de agua durante el periodo de deshielo. En el caso de las charcas y lagunas temporales, éstas ven reducido su volumen a lo largo del periodo estival hasta la total desecación. Generalmente, estos humedales se vuelven a llenar con la llegada de las primeras lluvias otoñales u ocasionalmente con alguna tormenta estival de mayor intensidad y finalmente quedan cubiertas con el espeso manto de nieve invernal. Se desconoce si durante el invierno queda algo de agua líquida debajo de la cubierta de nieve y hielo, aunque en algunas de ellas (Pájaros) se ha constatado que esta cubierta puede llegar a contactar con el sedimento de la laguna. En este caso, las charcas más someras y temporales presentarían dos periodos secos (en el sentido de la ausencia de agua líquida), el final del verano y los meses más rigurosos del invierno.

La físico-química de las charcas del Parque Natural de Peñalara

Hasta la realización del inventario y caracterización de los humedales del Parque, sólo se conocían con cierto detalle las características físico-químicas de la laguna de Peñalara (Toro y Granados, 1997) y, en menor medida, de sus principales arroyos (Hidalgo y García-Aviles, 1998). Así, del inventario de charcas y lagunas obtenido, se eligieron aquellas que por su tamaño, posición en el conjunto del Parque, presencia de especies interesantes o por su estado de conservación permitiesen obtener una visión más amplia de la diversidad y características ecológicas de este tipo de ecosistemas acuáticos. Concretamente, se seleccionaron 16 charcas y lagunas para una caracterización más detallada de la evolución de algunas variables (temperatura, alcalinidad, pH, conductividad, iones mayoritarios, nutrientes, fenoles, pigmentos), así como la determinación de algunos grupos de organismos acuáticos (zooplankton, invertebrados bentónicos, macrófitos). Las charcas y lagunas seleccionadas fueron: la laguna de Peñalara, la laguna de Claveles, la laguna de los Pájaros, la laguna (charca) Chica, la charca de la Hoya de Peñalara, la charca de la Rubia, la charca de Miraflores, la charca de la Pistola, la charca del Anuro, la charca Larga, la charca de las Piedras, la charca Gris, la charca Calamita, la charca de la Mariposa, la Charca de Abajo



y la laguna (charca) del Operante. Estas charcas y lagunas fueron muestreadas a principios de junio y, en el caso de que no se hubiesen secado, nuevamente a principios de septiembre.

Una primera generalización sobre el tipo de aguas de las charcas de Peñalara se refiere al carácter ligeramente ácido de sus aguas, en ocasiones por debajo incluso de pH 6 (figura 3). En la mayoría de charcas y lagunas muestreadas en dos ocasiones, se observó un aumento del pH a lo largo del período estival. Esta tendencia se ha encontrado también en la laguna de Peñalara durante numerosos periodos estivales (Toro & Montes, 1995, Toro & Granados 1997), como consecuencia del aumento de alcalinidad y de la producción primaria a lo largo del período estival. No obstante, en algunas de las charcas esta tendencia no fue observada, bien por presentar una menor concentración de clorofila a finales de verano (lo que podría implicar una menor producción primaria), o bien por el proceso de liberación de ácidos húmicos e iones H^+ por parte de la vegetación en zonas con abundantes turberas o con vegetación litoral muy desarrollada.

En la figura 4 se presentan estos humedales muestreados en un diagrama de Piper en función de la com-

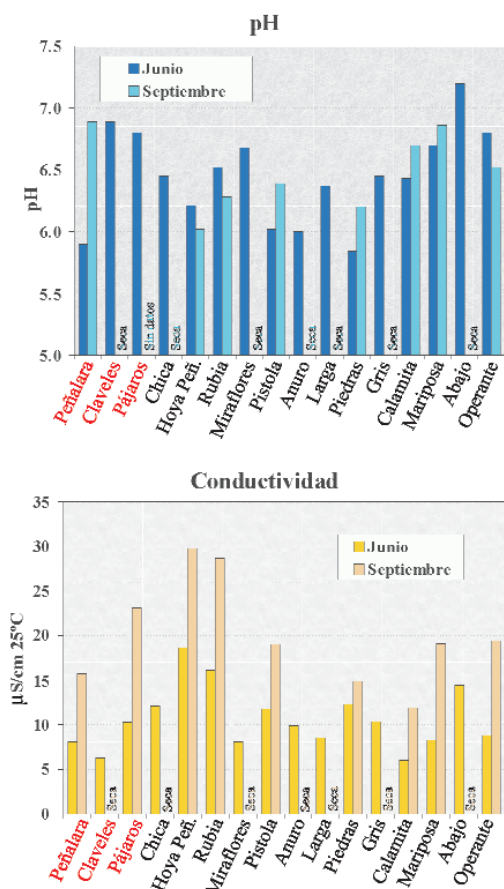


Figura 3. Valores de pH y conductividad en las charcas y lagunas muestreadas en el Parque Natural de Peñalara.

posición iónica de sus aguas. En cada uno de ellos se han trazado unos círculos proporcionales a la concentración total de solutos. Se trata de aguas de muy baja mineralización en las que la conductividad, como expresión del grado de la mineralización del agua, está por debajo de los 30 $\mu S/cm$ a 25°C (figura 3). Generalizando, las charcas y lagunas de Peñalara presentan aguas mixtas entre bicarbonatado-cálcicas y bicarbonatado-sódicas. Esta cierta uniformidad del cuadro químico es debida a que se sitúan sobre los mismos materiales y reciben las mismas precipitaciones. No obstante, es posible observar una relativa variabilidad, especialmente notable en los aniones. En las muestras correspondientes al mes de junio, la mayor variabilidad se encuentra en los aniones, siendo el bicarbonato el anión mayoritario y con una clara tendencia a que sea el sulfato el segundo ión mayoritario

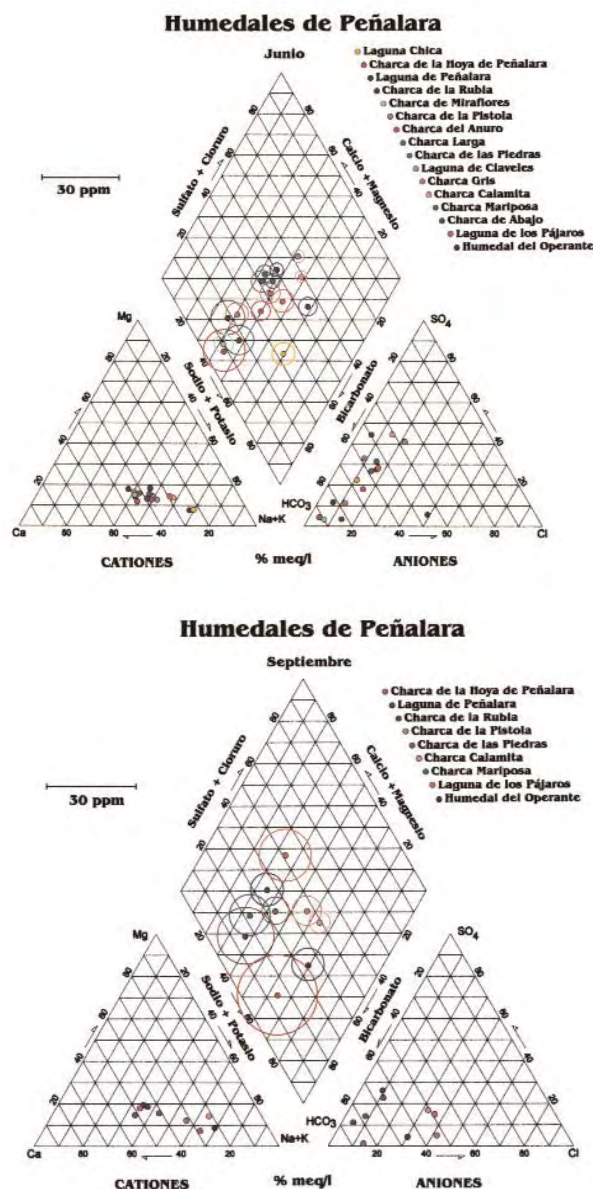


Figura 4. Diagrama de Piper de las charcas y lagunas muestreadas en el Parque Natural de Peñalara, a principios y a finales de verano.



en perjuicio del cloruro. La variabilidad es mucho menor en los cationes, diferenciándose tan sólo algunas muestras por la mayor importancia relativa de los cationes monovalentes. En las muestras correspondientes al mes de septiembre, el patrón es similar, pero ya no es observable la tendencia del sulfato a ser el segundo ión mayoritario ni está tan clara la mayor uniformidad en los porcentajes correspondientes a los cationes. Esta observación probablemente implica una evolución química de las charcas y lagunas a lo largo del período estival.

En la trayectoria seguida durante este periodo estival se observa que no hay un patrón claro de evolución, de manera que las distintas charcas se ven enriquecidas porcentualmente en iones distintos. Aún así, de las 9 charcas y lagunas, 6 aumentan su porcentaje de bicarbonato (alcalinidad) y todas ellas disminuyen su porcentaje de sulfato. Aquellas que reducen su alcalinidad, ven incrementado su porcentaje de cloruro. Esta es la razón de que en septiembre, al contrario que en el primer muestreo, el sulfato no aparezca claramente como segundo anión mayoritario. Para los cationes, el porcentaje de magnesio permanece prácticamente constante, pero 6 de las 9 muestras se ven enriquecidas en cationes monovalentes. De estos, en 7 charcas y lagunas crece la proporción de potasio respecto al sodio, aunque sigue siendo claramente minoritario. Por último, la concentración absoluta de iones mayoritarios se ve claramente incrementada desde junio a septiembre. En consecuencia, también se produce un notable incremento de la conductividad a lo largo del verano (figura 3). En el caso de las charcas este proceso de aumento de la mineralización se produce en respuesta a la fuerte evaporación que se produce en este periodo, lo que disminuye el volumen de agua en la que están diluidos los iones. Además, según transcurre la época estival muchas de estas charcas quedan desconectadas de la red de drenaje, aumentando considerablemente el tiempo de residencia del agua. Se ha demostrado que el aumento de este último parámetro es acompañado por un aumento en la mineralización del agua (Toro & Montes, 1995, Toro & Granados 1997). Sin embargo, un estudio preliminar de la conductividad en 4 de los sectores no ha permitido clarificar los procesos que determinan el grado de mineralización del agua. Así, hay sectores en los que la conductividad es bastante homogénea entre las charcas (p.e. sector XIX) o por el contrario charcas muy próximas entre sí muestran grandes diferencias en la mineralización (p.e. sector X). En este último sector parece que aquellas charcas desconectadas de la red de drenaje se encuentran más mineralizadas, aunque esto no es cierto en todos los casos y no es extrapolable a todos los sectores.

En muchas de las charcas muestreadas en el Parque Natural de Peñalara se ha observado un cuadro químico peculiar, especialmente si se observa su evolución a

lo largo del período estival. En ellas, a) el sodio es mayoritario frente al calcio y la concentración de potasio es relativamente alta; y b) el cloruro es mayoritario frente al sulfato. Este cuadro químico es característico de lagunas seriamente afectadas por ganadería, en las que la concentración de amonio, cloruro y potasio aumenta considerablemente como consecuencia de la orina del ganado (Catalán *et al*, 1993, Williams *et al*, 1990), mientras que en las lagunas someras ricas en macrófitos y con una elevada producción disminuye notablemente la concentración de sulfato (Catalán *et al*, 1993). Este proceso es más importante en el caso de las charcas cerradas, es decir, sin un curso superficial de desagüe. De este modo es posible detectar aquellas charcas del Parque Natural de Peñalara que sufren un elevado impacto ganadero, a partir de sus características químicas. Pero no sólo la concentración de iones mayoritarios nos permite detectar posibles alteraciones o impactos. En las lagunas de alta montaña, como en la inmensa mayoría de ecosistemas acuáticos, el fósforo y el nitrógeno son casi con exclusividad los nutrientes limitantes de la producción primaria. Por ello su concentración en las charcas y lagunas cobra especial importancia desde el punto de vista ecológico. En los muestreos realizados, la concentración de nitrógeno en forma de nitrato ha sido extraordinariamente baja, ya que sólo en 5 humedales se ha encontrado en niveles por encima del límite de detección. Sin embargo, la presencia de nitrógeno en forma de amonio ha sido mucho mayor (figura 5). En general, los valores han permanecido por debajo de los 100 µg N/l, pero en algunas charcas se ha superado este valor tanto en junio como en septiembre. Merece la pena destacar la laguna de los Pájaros, cuyos valores de junio y septiembre han sido los más altos registrados. Hay dos procesos que contribuyen a la presencia de amonio en este tipo de ambientes acuáticos: la descomposición de materia orgánica (principalmente proteínas) por bacterias heterotróficas y el aporte de este elemento desde la cuenca de drenaje. En este último caso, la presencia de ganado ha sido relacionada con el incremento de amonio

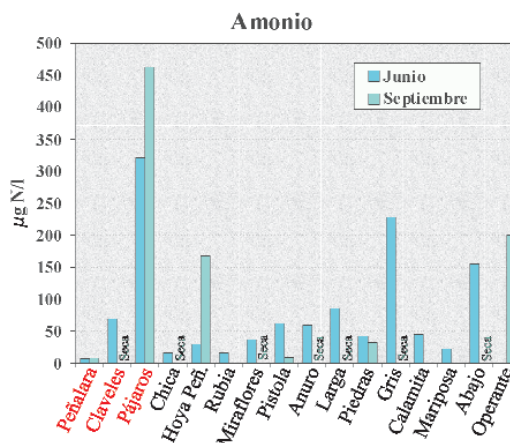


Figura 5. Concentración de amonio en las charcas y lagunas muestreadas en el Parque Natural de Peñalara.



(Catalán *et al*, 1994). No se ha podido establecer una tendencia de variación a lo largo del periodo estival, ya que en la mitad de las charcas la cantidad de amonio ha aumentado a lo largo del verano, mientras que en la otra mitad ha disminuido. A este hecho contribuyen dos factores contrapuestos: el ganado genera un aporte de amonio a lo largo del periodo estival, mientras que este compuesto es la forma de nitrógeno más fácilmente asimilable por el fitoplancton, cuya producción aumenta a lo largo del verano. De este modo, parece haber una tendencia hacia un aumento de la concentración de nitrógeno total a lo largo del verano, ya que solamente en una de las charcas se ha encontrado una clara disminución entre los dos muestreos (figura 6). Los mayores niveles encontrados se corresponden con las charcas de la Hoya de Peñalara y la Charca de la Pistola, que son charcas muy afectadas por la ganadería presente en el Parque. Es destacable el hecho de que la inmensa mayoría de charcas y lagunas presenten unos valores de nitrógeno total sensiblemente mayores a los encontrados en la laguna de Peñalara. En cuanto al fósforo, se aprecia claramente un incremento de la concentración de fósforo total a lo largo del periodo estival (figura 6). En comparación con los valores observados en este tipo de ecosistemas acuáticos de alta montaña, los ecosistemas acuáticos de Peñalara presentan unos niveles relativamente altos. Así, a partir de los datos disponibles parece ser muy generalizada la alteración

de la hidroquímica de las charcas del Parque como consecuencia de una excesiva presencia de ganado.

Sin embargo, además de la ya comentada presencia del ganado, hay una característica de muchas de estas charcas que contribuye a un mayor nivel trófico: su temporalidad. Los periodos de desecación permiten una más rápida metabolización de los compuestos orgánicos en el sedimento, lo que a su vez genera el que haya más nutrientes disponibles en el siguiente periodo de inundación. Si se comparan las charcas temporales y permanentes muestreadas en junio, en general existe una tendencia a que las temporales tengan una mayor concentración tanto de fósforo total como de nitrógeno total. Además, la presencia de zonas hidroturbosas en conexión con las charcas, también parece ser un factor que incrementa la concentración de fósforo total y, especialmente, nitrógeno total. En las charcas de este último tipo, también aumenta considerablemente la concentración de fenoles, indicador de la presencia de sustancias húmicas en disolución (figura 7).

Resumiendo, en el Parque de Peñalara se pueden encontrar charcas y lagunas de todo el espectro trófico, desde la oligotrofia hasta la eutrofia, lo que se ve reflejado en la concentración de *clorofila a* (figura 7), un indicador de la presencia de productores primarios fito-

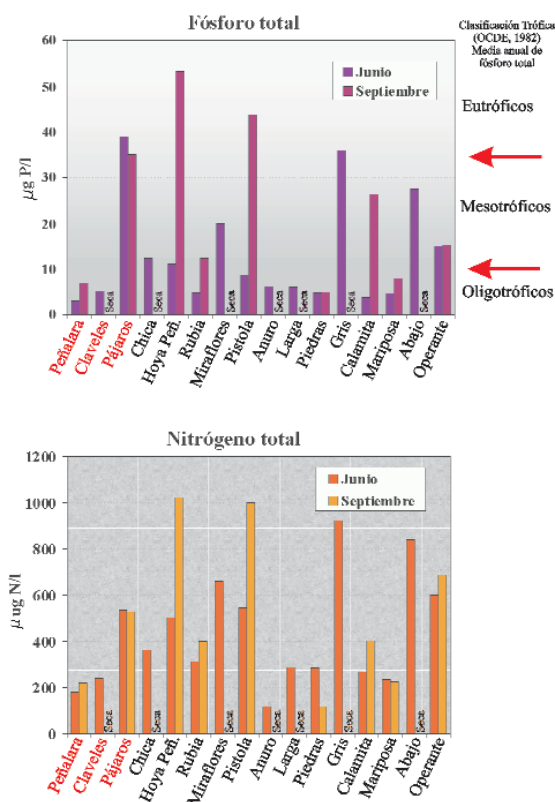


Figura 6. Concentración de fósforo total y nitrógeno total en las charcas y lagunas muestreadas en el Parque Natural de Peñalara.

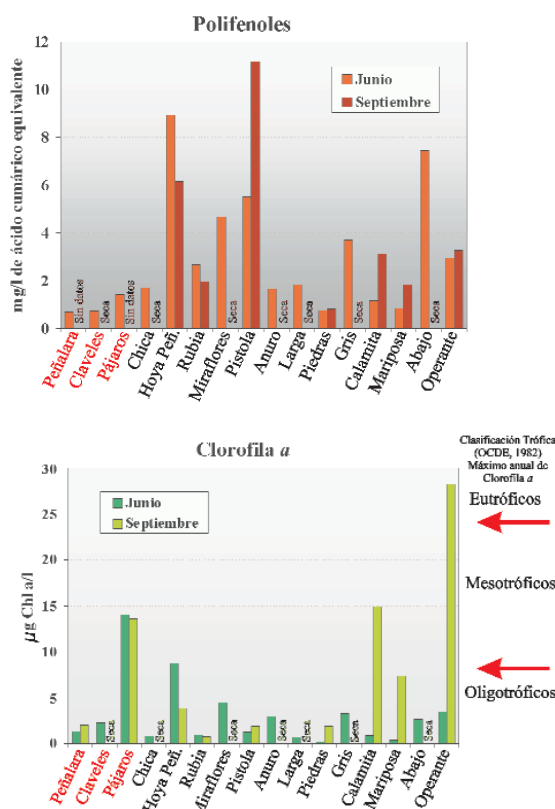


Figura 7. Concentración de polifenoles y Clorofila a en las charcas y lagunas muestreadas en el Parque Natural de Peñalara.



plancónicos. Como sería esperable, la concentración de estos pigmentos crece a lo largo del verano, o al menos se mantiene en valores similares.

Las charcas del Parque Natural de Peñalara: una importante reserva de la biodiversidad de organismos acuáticos.

Diversos trabajos (Toro y Granados, 1999; Granados *et al.*, 2000; Toro *et al.*, 2000) presentan una revisión de las principales alteraciones sufridas por la laguna de Peñalara desde principios de los años 70. En esos trabajos se comprueba que los mayores esfuerzos de gestión, conservación e investigación en los ecosistemas acuáticos del Parque se han centrado precisamente en esta laguna. Esta estrategia estaba plenamente justificada debido al lamentable estado de conservación que llegó a presentar a finales de los 80 y por su carácter emblemático para la conservación de la naturaleza madrileña de alta montaña. No obstante, la realización del inventario, cartografía y caracterización de los humedales del Parque ha permitido reconocer la enorme importancia de otros ecosistemas acuáticos más desconocidos del Parque en cuanto al mantenimiento de la diversidad de organismos acuáticos y procesos ecológicos. Respecto a estos últimos, ya hemos visto la amplia variedad de escenarios físico-químicos y de comportamiento de los distintos ecosistemas en función de cada tipo concreto de charca o laguna. No obstante, el conocimiento que todavía tenemos del funcionamiento ecológico de estas charcas es muy limitado, por lo que en el futuro se deberá prestar una mayor atención a este aspecto en los planes de investigación del Parque Natural.

En cuanto a la diversidad de organismos acuáticos, la figura 8 muestra la distribución porcentual de algunos grupos de estos organismos en función de si habitan en la laguna de Peñalara, en algunas de las charcas del Parque o se las puede encontrar en ambos ambientes. Obsérvese que de las 14 especies zooplanctónicas conocidas del Parque, la mitad de ellas se han encontrado tanto en charcas como en las lagunas (Pájaros, Claveles, Peñalara). No obstante, 4 de ellas son exclusivas de las charcas, mientras que 3 se han localizado únicamente en la Laguna de Peñalara. Análogamente, de las 6 especies de anfibios encontradas en las charcas y lagunas del Parque, 3 son exclusivas de las primeras, 2 se pueden encontrar en ambos ambientes y sólo 1 es exclusiva de la laguna de Peñalara. El caso de la flora ligada al medio acuático (fanerógamas angiospermas, carófitos o briófitos) es el más llamativo: las 27 especies inventariadas se encuentran única y exclusivamente en las charcas. Los humedales que presentan una mayor riqueza de especies son la charca de la Rubia y el humedal del Operante, coincidiendo igualmente con una mayor diversidad de especies faunísticas de invertebrados acuáticos. En el primero de ellos es destacable

la presencia de *Nitella flexilis*, un carófito típico de aguas oligotróficas. En el caso de los macroinvertebrados bentónicos (figura 9), de las 62 especies un tercio aproximadamente (31%) se encuentra exclusivamente en las lagunas (laguna de Peñalara 23%, laguna de los Pájaros y de Claveles 8%); otro tercio (34%), se encuentra exclusivamente en las charcas de Peñalara y, finalmente, otro tercio de las especies se encuentran en ambos ambientes. A la luz de estos datos, es evidente que no basta sólo un seguimiento ecológico de la laguna de Peñalara al objeto de conocer y proteger la diversidad de organismos acuáticos del Parque. Es necesario también un mayor conocimiento de otros ecosistemas acuáticos de menor entidad, y que son una importante reserva de la biodiversidad en el Parque.

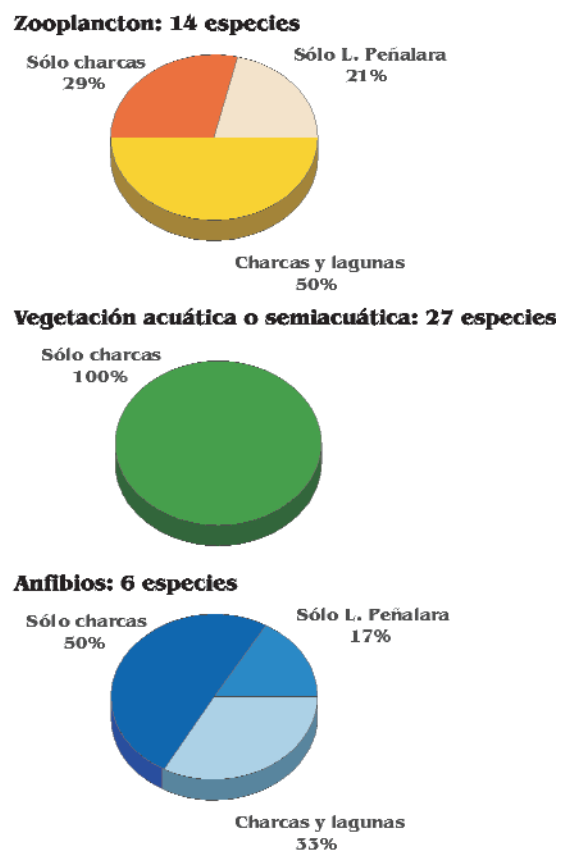


Figura 8. Distribución porcentual de algunos grupos de organismos acuáticos en función de si habitan en la laguna de Peñalara, en algunas de las charcas del Parque o se las puede encontrar en ambos ambientes.

En este sentido, el conocimiento preciso de la distribución de los organismos acuáticos en el Parque y los factores que la condicionan, permite detectar ciertos impactos ambientales sobre estos ecosistemas. Por ejemplo, un análisis más detallado de la distribución de macroinvertebrados bentónicos (figura 9) ofrece el siguiente panorama: las 6 especies de heterópteros se distribuyen sólo en las charcas (4 especies) o en las charcas y las lagunas de Claveles o Pájaros (2 espe-



cies). No se ha encontrado ningún heteróptero en la laguna de Peñalara. Igualmente, las 8 especies de odonatos se localizan exclusivamente en charcas, mientras que de las 7 especies de coleópteros, 3 se encuentran exclusivamente en las charcas, 2 exclusivamente en las lagunas de Claveles o Pájaros, y otras 2 son comunes a charcas y lagunas. Resumiendo, estos tres grupos de insectos acuáticos son muy escasos en la laguna de Peñalara, y aunque aparecen predominantemente en las charcas, no faltan de las otras dos lagunas del Parque (Claveles, Pájaros). Por el contrario, entre las 8 especies de tricópteros encontramos 3 exclusivas de la laguna de Peñalara, 3 exclusivas de las otras dos lagunas (Claveles y Pájaros) y 2 especies comunes a charcas y lagunas. Estos grupos comentados hasta el momento (heterópteros, odonatos, coleópteros y tricópteros) son organismos, en general, de un tamaño relativamente grande y suelen encontrarse en la columna de agua, sobre la vegetación acuática o sobre el sustrato. Por el contrario, una serie de otros grupos que podríamos denominar infauna (oligoquetos, bivalvos, dípteros) se caracterizan por vivir enterrados en los sedimentos. De las 27 especies que pertenecerían a este último grupo, 9 son exclusivas de la laguna de Peñalara, 5 son exclusivas de las charcas y 13 se pueden encontrar tanto en charcas como en las lagunas. Parte de la distribución descrita para estos grupos es explicable por su propia autoecología. Por ejemplo, los odonatos son especialmente frecuentes en ambientes con abundante vegeta-

ción acuática, por lo que es lógico que aparezcan con exclusividad en las charcas, donde se ha encontrado la totalidad de la flora acuática presente en el Parque. Sin embargo, es llamativa la práctica ausencia de macroinvertebrados bentónicos de gran talla en la laguna de Peñalara, paralelamente a su mayor riqueza en especies que viven enterradas en el sedimento. La excepción serían los tricópteros, muy abundantes y con especies exclusivas de esta laguna. No obstante, este grupo se caracteriza en su fase acuática precisamente por estar generalmente encerrada en un estuche fabricado con seda y otros materiales (fragmentos de hojas y palos, arena, semillas, etc.), en el que se resguardan en caso de peligro. La explicación a esta peculiar distribución de organismos parece encontrarse en la introducción del salvelino en la laguna de Peñalara. Se trata de un salmónido muy voraz que ha supuesto una considerable presión sobre los organismos de gran talla y de vida más o menos libre, favoreciendo indirectamente a otras especies. Estas últimas, serían aquellas que viven enterradas en el sedimento o bien pasan más desapercibidas al estar encerradas en un estuche protector. De hecho, en otras lagunas o charcas de tamaño relativamente grande y con hábitats acuáticos muy similares a los de la laguna de Peñalara sí se han encontrado especies de gran talla que no se encuentran actualmente en la laguna. Además, debemos tener en cuenta que la distribución comentada está claramente sesgada hacia la laguna de Peñalara, de la que se dispone de mucha más

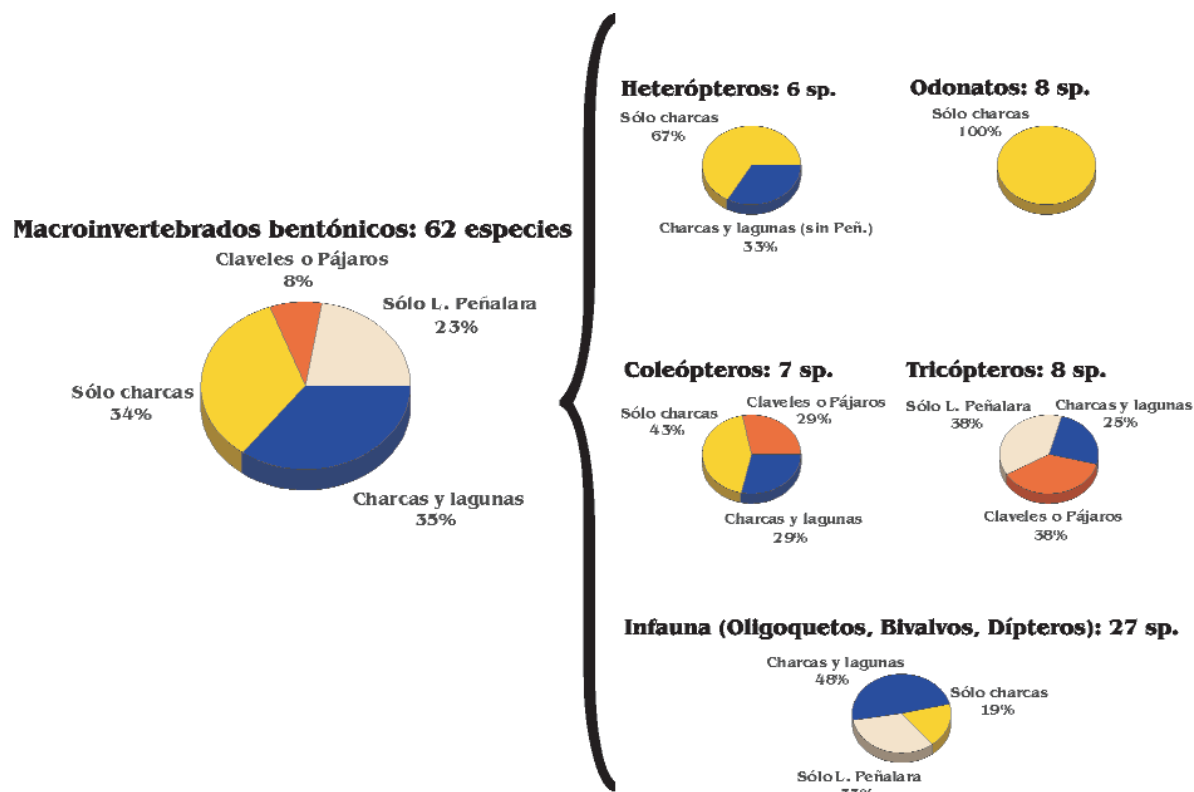


Figura 9. Distribución porcentual de macroinvertebrados bentónicos en función de si habitan en la laguna de Peñalara, en algunas de las charcas del Parque o se las puede encontrar en ambos ambientes.



información en cuanto a su inventario biológico. Así, es muy posible que se encuentren nuevas especies en las charcas que amplíen el catálogo biótico de éstas, aunque es poco probable que esto suceda en la laguna de Peñalara.

3. La erradicación del salvelino

Justificación

Como acabamos de ver, la fauna macroinvertebrada de la laguna de Peñalara es, actualmente, considerablemente distinta a la de otras lagunas o charcas del Parque. Dado que además sabemos que tanto la comunidad de macroinvertebrados como la zooplanctónica ha experimentado cambios desde la introducción de este salmónido (Granados *et al.*, 2000), se planteó la erradicación de esta especie de la laguna. Su eliminación se encaminaría a restaurar, en la medida de lo posible, las condiciones originales de la laguna.

Como trabajo preliminar a este proyecto, se realizó un estudio utilizando limnocorrales, es decir, la exclusión del salvelino de una parte de la laguna por medio de unas redes, donde las poblaciones acuáticas se podían desarrollar sin la presión depredadora de esta especie. El estudio de la densidad y estructura pobla-

cional dentro y fuera de estos limnocorrales permitió evaluar por un lado el impacto del salvelino, y por otro lado disponer de datos comparativos para cuando se complete la eliminación del salvelino en la laguna.

La figura 10 muestra un resumen de los resultados obtenidos en este estudio poblacional. En el zooplancton no sometido a la presión del salvelino tienden a dominar las especies de mayor talla. Es decir, la densidad de copépodos y cladóceros se ve incrementada en relación a la densidad de esas mismas especies en el exterior del limnocorral. Por el contrario, fuera del limnocorral la densidad de rotíferos aumenta respecto al interior del limnocorral. Las fases juveniles del salvelino tienen unos hábitos predominantemente planctívoros, aunque su incidencia es mayor cuanto mayor sea el tamaño de la especie zooplanctónica. Los rotíferos, de muy pequeño tamaño, se ven de este modo beneficiados por la presencia del salvelino, al quedar a su disposición los recursos tróficos que de otro modo serían consumidos por las especies de mayor talla dentro del zooplancton. En cuanto al zoobentos, la figura 11 muestra que la densidad media de los distintos taxones es mayor en todos los casos dentro del limnocorral (ausencia del salvelino) que fuera de éste, a excepción de los oligoquetos. Esta diferencia es mayor, tal como se ha explicado anteriormente, en el caso de los orga-

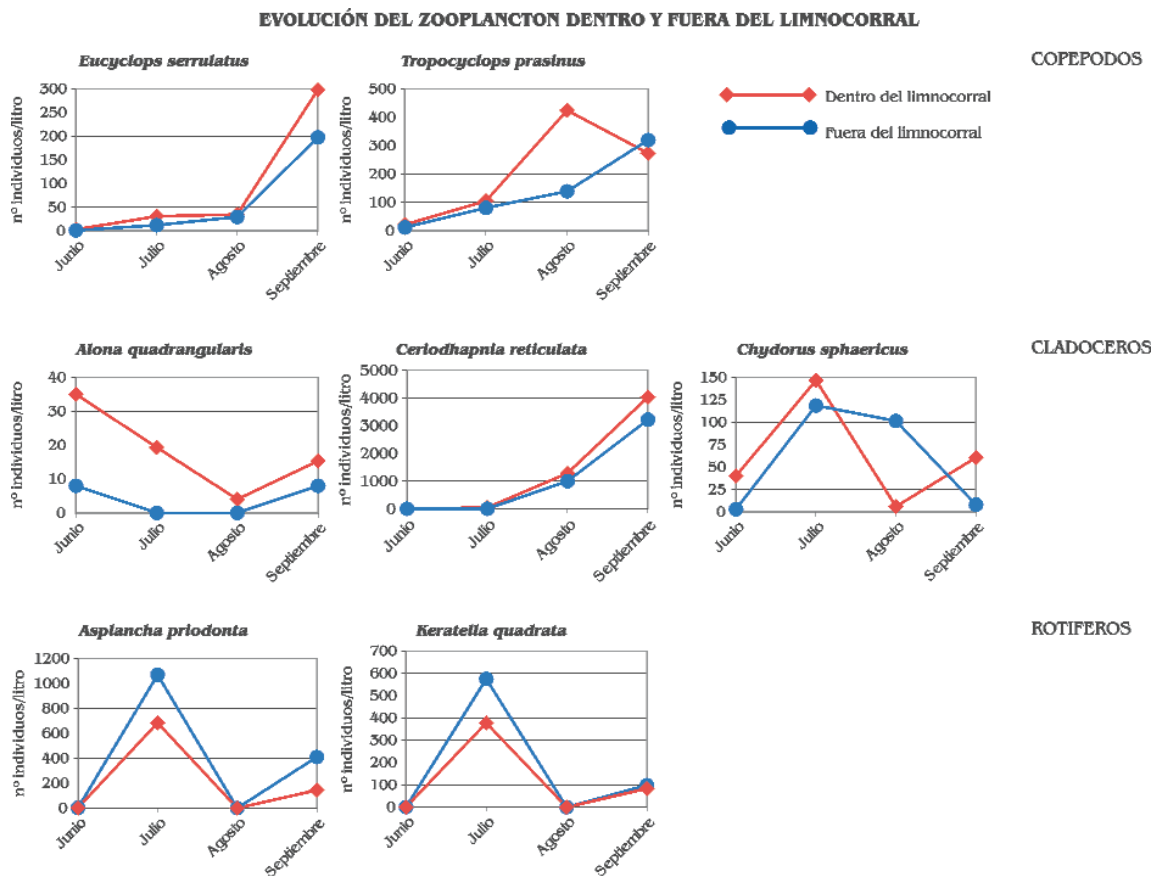


Figura 10. Densidad de organismos zooplanctónicos dentro y fuera de los limnocorrales.



nismos de cierta talla que viven sobre el sustrato que en los de menor talla que suelen vivir enterrados en el sedimento.

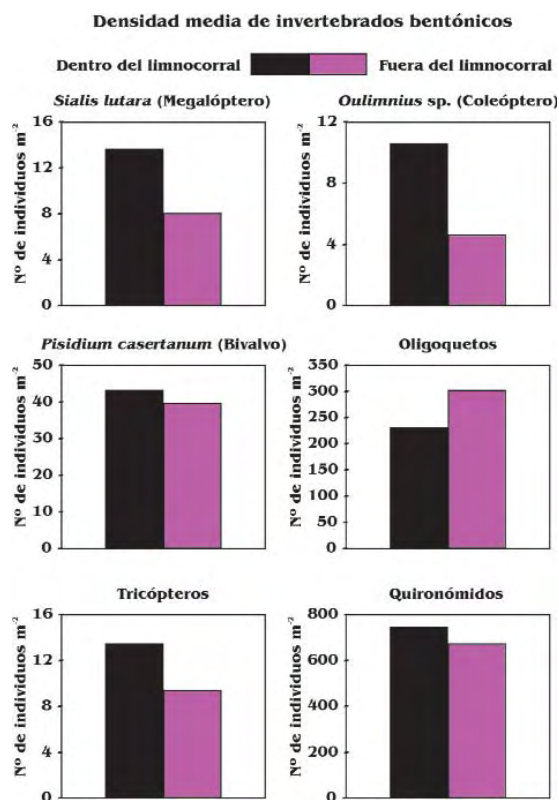


Figura 11. Densidad media de macroinvertebrados dentro y fuera de los limnocorrales.

El proyecto de erradicación: metodología

El proyecto de erradicación consta de tres fases con distintos objetivos en cada una de ellas. En la fase inicial, cuyos resultados se recogen aquí, el esfuerzo se centró en la erradicación de la población de salvelinos de la laguna. En la segunda fase se terminará la erradicación y se iniciará el control de la recuperación de las comunidades acuáticas afectadas. En la tercera y última fase, este control de las poblaciones afectadas se hará más intenso, comparando su evolución con los datos disponibles sobre estas poblaciones en presencia del salvelino.

Para la erradicación del salvelino de la laguna Grande de Peñalara se ha optado por el método de pesca intensiva con red de agalla múltiple, que en lugares semejantes ha demostrado ser altamente eficaz (Knapp & Matthews, 1998). La red de agalla utilizada para asegurar la captura simultánea de todas las clases de edad ha sido la *Nordic Surveynet* (*Nesttum Fiskeredskap as* (Noruega); Appelberg *et al.*, 1995),

una red considerada como estándar en diversos estudios sobre ictioecología en los últimos años (*MOLAR projet: Mountain Lakes Research; International Monitoring Programme for Acid Rain; ICP-Waters; etc.*). Cada red consta de 12 paneles de 2,5 m de largo por 1,5 m de ancho, de manera que su longitud total es de 30 m. Dado que es una red diseñada para estudios ecológicos y no específicamente para erradicación, los paneles están ordenados al azar para asegurar la aleatoriedad de las muestras. Las características de cada panel se muestran en la tabla 2.

Nº de panel (posición)	Luz de malla mm.	Dámetro del hilo mm.
10	5	0,1
3	6,25	0,1
6	8	0,1
4	10	0,127
7	12,5	0,127
9	15,5	0,147
2	19,5	0,147
8	24	0,147
12	29	0,202
11	35	0,202
1	43	0,202
5	55	0,234

Tabla 2. Características de los paneles de la red de agalla *Nordic Surveynet*

El día 2 de agosto de 1999 se instalaron en la laguna Grande de Peñalara 4 redes de agalla, por medio de boyas y pesos muertos. Las redes fueron colocadas en las cercanías del sedimento, procurando que su orientación fuese perpendicular a la línea de costa. Del 2 de agosto al 24 de septiembre de 1999 las redes fueron examinadas en 20 ocasiones. Cada red examinada fue revisada, se limpió de perifiton y fue recolocada adecuadamente. Las redes fueron retiradas en dos ocasiones para realizar una limpieza exhaustiva en el laboratorio y su emplazamiento fue cambiado en cinco ocasiones.

En los ejemplares capturados se midió la longitud total y furcal, así como el peso con una balanza de precisión (*Precisa 600C*). Posteriormente fueron congelados en envoltorios individuales, debidamente identificados, para un futuro estudio de la población con mayor detalle.

Resultados preliminares de la erradicación

Durante esta primera fase de la erradicación se han capturado 239 ejemplares de Salvelino en la laguna de Peñalara. La tabla 3 muestra las estadísticas básicas de



los ejemplares capturados hasta el momento. La figura 12 muestra un histograma de frecuencia de tallas de los ejemplares capturados (se han excluido 3 ejemplares del análisis al no haberse podido medir su longitud debido a su mal estado de conservación). De acuerdo a esta figura, el 75% de la población de salvelinos de la laguna Grande de Peñalara tiene una longitud furcal menor de 160 mm, y el 90% una longitud menor de 185 mm. El histograma de la longitud furcal muestra claramente varias clases de edad en la población de salvelinos. Los ejemplares nacidos en el mismo año, es decir, pertenecientes a cada una de las clases o cohortes tendrán una talla similar con normalización alrededor de la media (Granado, 1996). Según Lozano Cabo (1964), en las aguas continentales españolas el salvelino alcanza poca edad, de 3 a 4 años normalmente, siendo excepcionales los casos de 6-7 años. Esta longevidad también ha sido apuntada para esta especie en los territorios de origen, aunque excepcionalmente se han citado ejemplares de hasta 19 años. Sobre el histograma de longitudes se han superpuesto las curvas de distribución normal esperables para las tres clases de edad identificadas a priori en la laguna de Peñalara

	Longitud furcal mm.	Peso gr.
Máximo	240	148,9
Mínimo	55	1,9
Media	133,7	37,4
Desviación estandar	38,8	28,2

Tabla 3. Estadísticas básicas de los ejemplares de *Salvelinus fontinalis* capturados

De acuerdo a esta interpretación, se habrían capturado ejemplares correspondientes a 4 clases de edad. Los ejemplares de las tres primeras clases de edad tendrían una distribución normal (test de Shapiro-Wilk $p > 0,05$) con una longitud furcal media de 86,97 mm (clase I), 146,41 mm (clase II) y 200,31 mm (clase III). El ejemplar más grande capturado (240 mm) probablemente pertenezca a la clase IV. Lozano Cabo (1964) señala en los hábitats más adecuados del territorio de origen una longitud de unos 285, 367, 445, 524 y 571 mm respectivamente para las clases II a VI. No obstante, es esperable un crecimiento sensiblemente menor en nuestras lagunas de alta montaña, que permanecen heladas varios meses al año, que en los hábitats óptimos originales de la especie. De hecho, varios autores (Maitland & Linsell, 1980; García de Jalón *et al.*, 1989; Gómez Caruana y Díaz luna, 1991) mantienen una longitud habitual de unos 250-300 mm para las poblaciones europeas. No obstante, esta interpretación basada en la frecuencia de tamaños deberá ser corroborada por medio del análisis de anillos de crecimiento en escamas de esta población y retrocálculo. De confirmarse esta hipótesis, la longevidad del salvelino en la laguna de

Peñalara sería ligeramente menor de la que habitualmente se encuentra en otras poblaciones de esta especie. En este sentido hay que destacar que en los últimos años se ha estado pescando en la laguna, a pesar de estar prohibida esta actividad, como demuestra el hecho de haber sido capturados algunos ejemplares con anzuelos clavados en la boca. El efecto de la pesca habría sido mayor sobre los ejemplares de mayor talla, lo que explicaría en parte estos resultados. Por un lado, generalmente se usan artes de pesca demasiado grandes para poder capturar ejemplares de la clase I (55-110 mm de longitud furcal). Por otro lado, dado que naturalmente las clases de edad mayores tienden a tener menos ejemplares, cualquier captura de estas clases de edad será porcentualmente más importante sobre dicha clase de edad.

La distribución porcentual de la población por edades se muestra igualmente en la figura 12. Resulta sorprendente que más de la mitad de la población pertenezcan a la clase II, mientras que la clase I sólo está representada por un tercio de las capturas. Sin embargo, la red empleada ha sido desarrollada para mantener prácticamente constante la eficacia de captura en los intervalos de tamaño que se han encontrado en la laguna de Peñalara (Appelberg *et al.*, 1995). Esta variabilidad puede deberse a fluctuaciones naturales en la tasa de éxito de los reproductores frente a las condiciones ambientales de distintos años. No obstante, esta hipótesis podrá ser confirmada durante la próxima campaña de erradicación, que será más intensiva que la realizada hasta el momento.

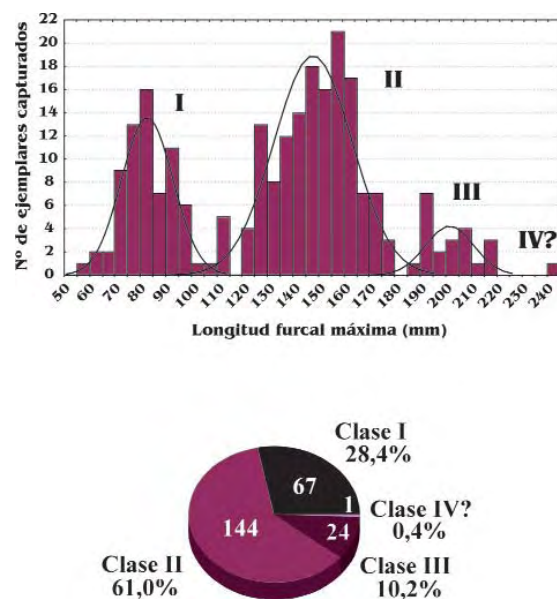


Figura 12. Histograma de frecuencia de tallas de los ejemplares de *Salvelinus fontinalis* capturados, y distribución porcentual de la población por edades.



En ocasiones transcurrieron varios días entre la instalación de las redes y la recogida de los ejemplares. De esta manera, algunos de ellos se encontraban en muy mal estado de conservación, ya sea por putrefacción natural o por haber sido parcialmente devorados por larvas de sapo o tricóptero. Así, en casi todos los ejemplares capturados se ha podido medir su longitud (excepto en tres peces), pero no así el peso. La figura 13a muestra el histograma de los pesos de los 154 ejemplares que en el momento de la recogida se encontraban en buen estado de conservación. En esta variable es más difícil reconocer la estructura de edades de la población, aunque los datos son compatibles con la interpretación realizada a partir de la distribución de frecuencias de talla. Los individuos de la clase I tendrían un peso menos variable que los de las clases consecutivas, en los que es confuso definir un límite entre ellas. Sin embargo, las medidas del peso parecen confirmar la pertenencia del ejemplar de mayor talla a una clase de edad superior a la de los demás, de acuerdo a las diferencias notables de peso. Utilizando únicamente los datos correspondientes a los ejemplares en buen estado de conservación, se puede ajustar un modelo

entre la longitud furcal y el peso de esos ejemplares. A lo largo de la vida del pez, el peso corporal varía alométricamente como una potencia de la longitud (Granado, 1996). El modelo general sería del tipo:

$$P_e = a \times LF^b$$

donde P_e es el peso estimado y LF la longitud furcal del ejemplar (aunque se puede emplear la longitud estándar o la total). El cálculo para la población de salvelinos en buen estado de la laguna de Peñalara ofrece un coeficiente de correlación $r = 0,974$, siendo $a = 6.694e-05$ y $b = 2.674$. Debido a que la talla es una magnitud lineal y el peso proporcional al cubo de la talla, si el pez mantiene la forma al crecer (crecimiento isométrico), b debería ser igual a 3 (Granado, 1996). Nuestra estimación de 2,67 para este parámetro se aproxima a este valor, aunque refleja ligeras modificaciones en la forma del pez a lo largo de su crecimiento. La figura 13b muestra gráficamente esta relación entre la longitud furcal y el peso de los ejemplares bien conservados. Se observa claramente que en los juveniles aumenta más rápidamente la talla que el peso, inversamente a lo que ocurre con los ejemplares de más edad (relación alométrica). Este hecho explicaría también la mayor igualdad de pesos entre individuos de la clase I que en los de clases mayores. Obsérvese que la dispersión de los datos frente a la curva modelizada es mayor en los intervalos mayores que en los menores. Esta mayor dispersión probablemente refleje diferencias de sexo, fisiológicas o del contenido estomacal entre distintos ejemplares. Dado que el ajuste del modelo es bastante bueno, se puede interpolar el peso de aquellos ejemplares de los que se conoce su longitud furcal, pero no así su peso al haber sido parcialmente devorados o al haberse iniciado los procesos de putrefacción. De esta manera, la figura 13c muestra el histograma de los pesos de los ejemplares capturados, incluyendo los valores medidos (154 peces en buen estado) y los interpolados a partir del modelo (85 peces en mal estado). En esta figura sigue siendo difícil reconocer la estructura de edades de la población. En general, a mayor peso menor ha sido la cantidad de capturas. El 90% de los ejemplares capturados ha pesado menos de 75 gr.

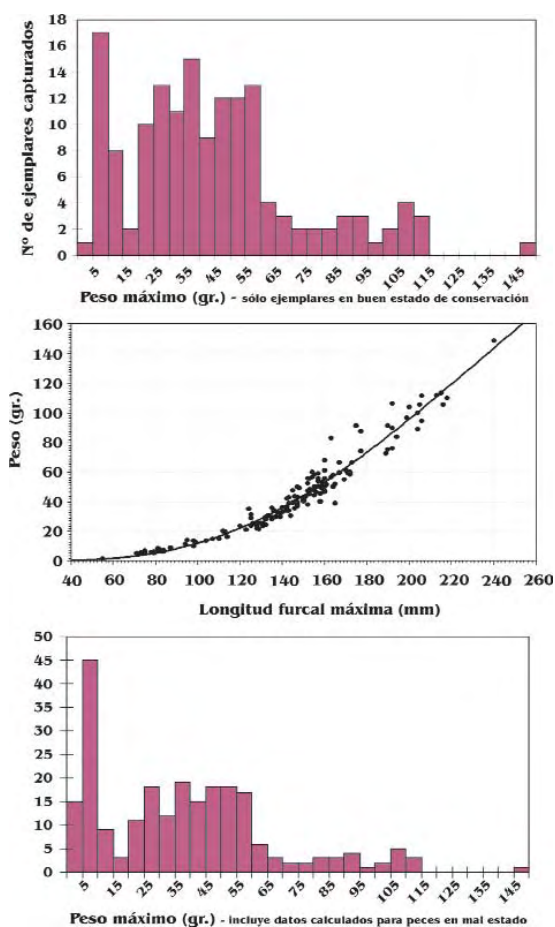


Figura 13 Histograma de los pesos de los 154 ejemplares que en el momento de la recogida se encontraban en buen estado de conservación. Relación entre la longitud furcal y el peso de los ejemplares bien conservados. Histograma de los pesos de los ejemplares capturados, incluyendo los valores medidos (154 peces en buen estado) y los interpolados a partir del modelo (85 peces en mal estado).



los paneles. Se han ordenado los paneles de menor a mayor luz de malla. Lógicamente, la talla media de los ejemplares capturados aumenta según el tamaño de luz de malla de cada panel. No obstante, hay una gran variabilidad en los tamaños de captura, y prácticamente en cualquier panel se puede encontrar ejemplares de cualquier tamaño. La tasa de captura ha ido disminuyendo durante cada uno de los períodos de colocación de las redes. La limpieza exhaustiva de las mismas y su recolocación en otra zona de la laguna permitía recuperar notablemente la tasa de captura, aunque generalmente siempre por debajo de los valores obtenidos en la colocación anterior. Este comportamiento es asimilable al progresivo enrarecimiento de la especie según iba siendo eliminado mayor número de ejemplares. Estos datos preliminares apuntan hacia una alta eficacia del método de erradicación por red de agalla, siendo el factor clave el número de redes empleadas.

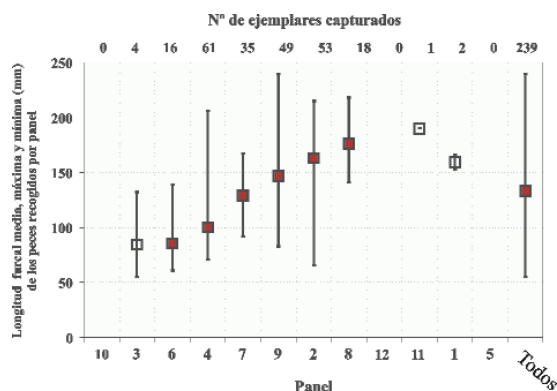


Figura 14. Eficacia de cada uno de los paneles de las redes según el número de capturas de cada uno de ellos. Se muestra el tamaño medio, así como la longitud máxima y mínima de los ejemplares capturados por cada uno de los paneles

4.- Perspectivas de la investigación de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de Peñalara

En este trabajo se ha descrito cómo las principales investigaciones realizadas sobre los ecosistemas acuáticos se han abordado desde una perspectiva muy aplicada. Frente a unos evidentes síntomas de degradación ambiental se propusieron medidas correctoras y se organizó un sistema de vigilancia ambiental tanto para evaluar la recuperación del medio como para disponer de un sistema de alerta temprana frente a otros impactos o alteraciones en estos ecosistemas. Igualmente, se ha comentado que los principales problemas detectados (eutrofización, acumulación de residuos sólidos, erosión, introducción del salvelino), se han resuelto o están en vías de solución en la actualidad. Así, en este apartado creemos necesaria una reflexión sobre el futuro

de las investigaciones limnológicas en el Parque Natural de Peñalara.

Los procesos ecológicos que determinan el funcionamiento de estos sistemas, así como las variables ambientales, fluctúan en distintos rangos cuando se estudian a diferentes escalas temporales (figura 15). Estas fluctuaciones están originadas tanto por la variabilidad natural intrínseca del sistema (cambios climáticos, ontogénesis, procesos de colonización y extinción, etc.) como por diversos impactos antropogénicos (alteraciones de la cuenca, cambios de uso en ésta, introducción de especies, etc.). En numerosas ocasiones es difícil distinguir entre ambas fuentes de variación, ya que se solapan y pueden introducir sinergias o procesos de retroalimentación (positiva o negativa). En cualquier caso, el estudio del funcionamiento del ecosistema acuático debe afrontarse de distinta forma según la escala de tiempo que sea de interés. La paleolimnología, el estudio de la información almacenada en el sedimento desde el mismo instante de la formación de la laguna, nos permite estudiar su funcionamiento a escalas temporales muy amplias: desde las últimas décadas a varios milenios. Frente a su capacidad para abarcar períodos históricos anteriores a cualquier impacto antropogénico (y por tanto de indudable valor para conocer las condiciones anteriores a éstos), se opone sin embargo su menor resolución como herramienta de trabajo. A una escala temporal más breve, de años o meses, los estudios limnológicos nos ofrecen una infor-

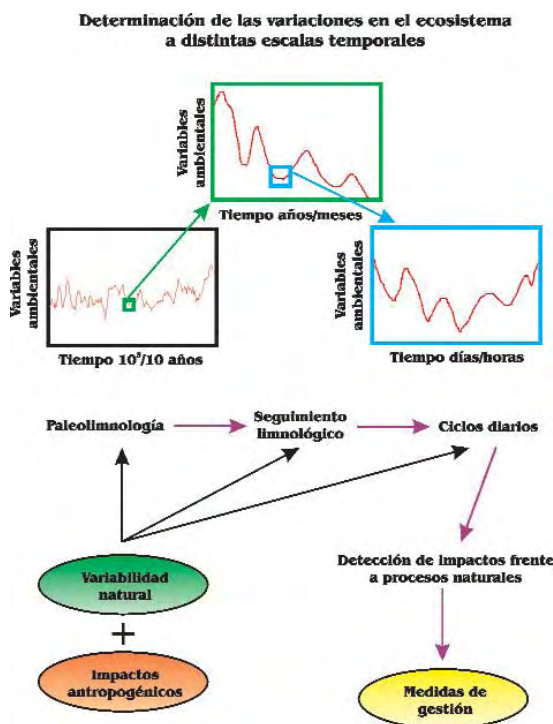


Figura 15. Diferentes escalas temporales desde las que se puede abordar los estudios ecológicos.



mación mucho más precisa en cuanto al detalle del funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, se cuenta generalmente con la limitación de no disponer de todo el rango de amplitud posible de las variables ambientales, con lo que los modelos a desarrollar o las predicciones frente a sucesos extremos o nuevos impactos se ven sesgados por la información disponible solamente de los años estudiados. Por último, es posible reducir aún más la escala temporal de trabajo, a días u horas, período en el que se pueden encontrar interesantes relaciones ecológicas, a través por ejemplo del estudio de ciclos diarios del metabolismo lagunar. En este caso, el grado de detalle alcanzado puede ser extremadamente alto, a pesar de que las relaciones encontradas no puedan ser extrapoladas directamente a escalas de tiempo más amplias.

Parece claro que, en lo tocante al estudio de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de Peñalara, las tres aproximaciones son igualmente válidas y complementarias. De hecho, las tres han sido empleadas en distinta medida en estos últimos años. Por ejemplo, las técnicas de la paleolimnología han servido para evaluar la tasa de erosión en la cuenca de la laguna de Peñalara, y por tanto el efecto del uso turístico en las últimas décadas. El seguimiento limnológico, del que se ha cumplido el primer lustro, ha permitido comprobar la recuperación de la calidad del agua de esta laguna respecto del proceso de eutrofización observado. Además, se está generando una importante base de datos ambientales y ecológicos que nos permiten entender en gran medida los factores que afectan sustancialmente al funcionamiento de esta laguna. Por último, también se han desarrollado experimentos detallados del funcionamiento de la laguna a escala diaria, lo que nos ha permitido reconocer la importancia de la producción primaria fitobentónica en el contexto del metabolismo lagunar (al menos durante una época muy concreta del año). Sin embargo, la combinación de los tres enfoques no sólo debe orientarse al conocimiento del funcionamiento ecológico a distintas escalas y sus relaciones entre sí. Se debe intentar en último termino distinguir entre los posibles impactos antropogénicos frente a los procesos naturales. Así, se identifican procesos ecológicos claves y se realizan sólo las actuaciones necesarias para su conservación. Este parece ser hoy en día un criterio bastante aceptado por los implicados en la tarea de la gestión y conservación del medio ambiente.

En este sentido, queremos apuntar algunas áreas de conocimiento en las que actualmente disponemos de menor información, así como algunas posibles direcciones que podrían tomar estos estudios para solventar esta carencia. Con toda seguridad en el futuro se nos plantearán nuevos problemas y preguntas que ahora ni sospechamos, pero estas perspectivas de investigación (figura 16) pueden ser un excelente punto de partida para descubrirlos y abordarlos.

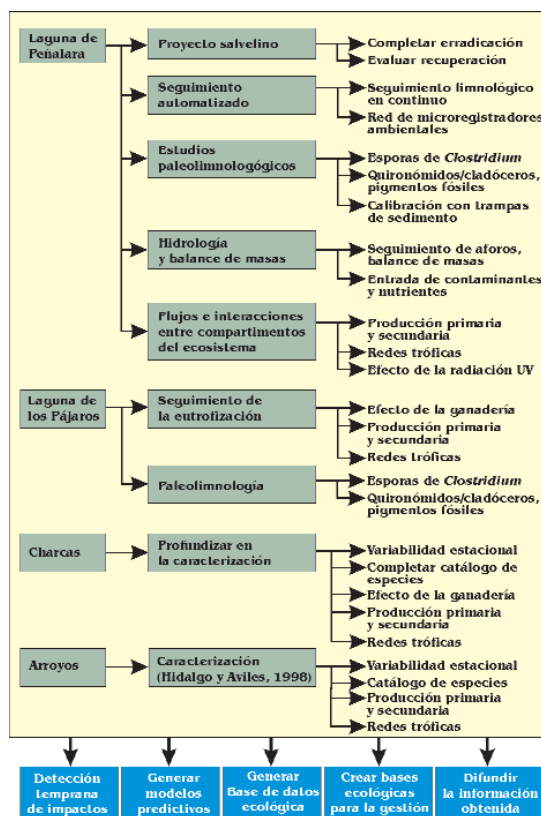


Figura 16. Perspectivas de investigación sobre los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de Peñalara.

Laguna de Peñalara

A corto plazo, está previsto finalizar la erradicación del salvelino, así como evaluar la recuperación de las poblaciones zooplanctónicas y zoobentónicas afectadas por su introducción en la laguna. La erradicación de una especie piscícola alóctona de un ecosistema acuático protegido constituye una estrategia de restauración pionera a nivel europeo. El éxito de esta experiencia permitirá exportar esta metodología y sistema de gestión a otros ecosistemas acuáticos, protegidos o no, en los que se quiera restaurar las condiciones originales del medio.

En los últimos años estamos asistiendo a un desarrollo tecnológico muy importante en el área de la monitorización automática de sistemas ecológicos, desde el registro de variables meteorológicas y limnológicas hasta la toma automática de muestras frente a anomalías detectadas en los valores de ciertas variables de importancia. Paralelamente al incremento de las prestaciones de estos equipos en cuanto a tipos de sensores, precisión y autonomía se está produciendo un descenso de los costes de adquisición y mantenimiento de estos. Así, la puesta en marcha de un sistema automático de control y seguimiento de la calidad del agua en la laguna de Peñalara, permitiría registrar la evolución día a día del ecosistema, relacionándola con otros pará-



metros ambientales o con posibles impactos o alteraciones producidos en la cuenca, y todo ello prácticamente en *tiempo real*. Además, el tipo de datos producidos está espaciado regularmente en el tiempo lo que posibilita el empleo de ciertas herramientas estadísticas como el análisis de series temporales. La instalación de este tipo de tecnología aplicada a la vigilancia ambiental también supondría una actividad pionera en la gestión y conservación de ecosistemas acuáticos en Espacios Naturales Protegidos.

El seguimiento automático se enmarcaría en el estudio del funcionamiento ecológico a una escala diaria, intranual e interanual. Sin embargo, todavía queda mucho por comprender acerca de la génesis y evolución de esta laguna a escalas más amplias (ontogénesis). Así, quedan por realizar estudios paleolimnológicos que abarquen todo el sedimento de la laguna y por tanto su evolución a lo largo del Holoceno. No obstante, probablemente sean de mayor interés los estudios que impliquen una mayor resolución desde el período preindustrial (aproximadamente los últimos dos siglos). Entre estos estudios, algunos de ellos ya iniciados (Toro, *en prep.*), se debería abarcar el análisis de restos biológicos (diatomeas, quironómidos, cladóceros) y de señales físico-químicas en el sedimento (pigmentos fósiles, nutrientes, densidad del sedimento, tasa de sedimentación, etc.). Como mención especial cabe destacar el éxito obtenido recientemente en otra laguna del Sistema Central al trazar la historia reciente del uso turístico de una cuenca de alta montaña por medio del análisis de esporas bacterianas de *Clostridium perfringens* (Robles *et al.*, 2000). Actualmente se está tratando de relacionar ambos métodos (paleolimnología y limnología) por medio del estudio mensual de la tasa de sedimentación con ayuda de trampas de sedimento.

A partir de la información obtenida en estos años, se ha observado que un factor clave en el funcionamiento de esta laguna son los procesos hidrológicos que se producen en la cuenca. De este modo, una de las variables que mejor explican la dinámica y funcionamiento ecológico de este tipo de ecosistemas es la tasa de renovación del agua. Pero no sólo debe contemplarse en su vertiente puramente hidrológica, ya que la realización de este tipo de estudios permite la realización de balances de masa respecto a la entrada, circulación, retención y exportación de materiales, solutos, nutrientes e incluso contaminantes. La descripción de estos procesos hidrológicos, y su influencia en el desarrollo y dinámica de la comunidad de organismos acuáticos, debe ser otra prioridad para el futuro de las investigaciones sobre los ecosistemas acuáticos del Parque. El desarrollo y/o aplicación de modelos a estos procesos facultará la simulación de la repuesta de estos sistemas acuáticos frente a distintos escenarios de intervención o de cambios ambientales (naturales o antropogénicos).

Otra línea que habrá que profundizar en el futuro es la identificación y cuantificación de los flujos e interacciones entre compartimentos del ecosistema. Este aspecto debe desarrollarse a través del estudio de la producción primaria y secundaria en la laguna, así como de las relaciones tróficas que se establecen en ella.

También merece la pena destacar que en los últimos años se está prestando una gran atención al efecto que pudiera tener sobre estos ecosistemas un aumento de la radiación ultravioleta como consecuencia de la disminución de ozono estratosférico (Ej. Halac *et al.*, 1997; Tartarotti *et al.*, 1999; Sommaruga *et al.*, 1999).

Laguna de los Pájaros

Durante la realización de la caracterización de las charcas y humedales del Parque, se han obtenido indicios de una notable eutrofización de la laguna de los Pájaros. En este sentido, es recomendable realizar un seguimiento más intenso de esta laguna, para concretar la extensión real de este problema así como definir, en su caso, las actuaciones necesarias. Sin duda alguna, la aplicación de la paleolimnología ayudará también a determinar la evolución reciente de esta laguna.

Charcas del Parque

En este trabajo hemos intentado destacar la importancia de las charcas del Parque en el contexto de una protección integral de todos los procesos ecológicos y su biodiversidad. Así, creemos necesario el conocimiento con mayor detalle de la variabilidad estacional asociada a estas charcas, la revisión del catálogo de especies presente, y sobre todo, determinar la extensión del impacto ganadero sobre ellas, ya que los datos preliminares apuntan a una alta incidencia de éste en al menos algunas de estas charcas. Finalmente, al igual que en el caso de la laguna de Peñalara, la comprensión y cuantificación de las relaciones tróficas entre distintos compartimentos ecológicos permitirá una mejor gestión de estos importantes ecosistemas.

Arroyos

Los estudios limnológicos realizados en el Parque Natural de Peñalara se han centrado casi con exclusividad en los sistemas leníticos (charcas y lagunas). Existe un trabajo pionero de Hidalgo y Aviles (1998) sobre los ecosistemas lóticos del Parque (arroyos), aunque todavía queda mucho por hacer a este respecto.

Finalmente, hemos de destacar que las líneas de investigación aquí apuntadas, deben articularse en torno a cinco grandes objetivos:



- La detección temprana de impactos, que permitan una respuesta rápida de la gestión
- La generación de modelos predictivos, de manera que se puedan simular distintos escenarios de cambio ambiental.
- La obtención de una base histórica de datos ecológicos.
- La creación de unas bases ecológicas para la gestión de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de Peñalara.
- La difusión de la información obtenida entre los usuarios del Parque.

Agradecimientos

El presente trabajo ha sido financiado por el Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara, cuyo director-conservador, Juan Vielva Juez, ha mostrado un apoyo e interés constante desde su inicio. Han colaborado prestando su ayuda en los trabajos de campo la guardería del Parque y personal del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid. Santiago Robles determinó las muestras de zooplancton. El Profesor Carlos Montes del Olmo, Director del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, ha prestado su asesoramiento y apoyo desde el inicio del proyecto.

Referencias bibliográficas

- APPELBERG, M., BERGER, H.M., HESTHAGEN, T., KLEIVEN, E., KURKILAHTI, M., RAITANIE-MI, J. & RASK, M. 1995. Development and intercalibration of methods in nordic freshwater fish monitoring. *Water Air Soil Pollut.* 85: 401-406.
- CATALAN, J., E. BALLESTEROS, E. GACIA, A. PALAU & LL. CAMARERO. 1993. Chemical composition of disturbed and undisturbed high-mountain lakes in the Pyrenees: a reference for acidified sites. *Wat.Res.* 27: 133-141.
- CATALAN, J., LL. CAMARERO, E. GACIA, E. BALLESTEROS & M. FELIP. 1994. Nitrogen in the Pyrenean lakes (Spain). *Hydrobiologia* 274: 17-27.
- GARCÍA DE JALÓN, D., G. PRIETO y F. HERVELLA. 1989. *Peces ibéricos de agua dulce*. Ed. Mundi-Prensa.
- GOMEZ CARUANA, F. y J.L. DÍAZ LUNA. 1991. *Guía de los peces continentales de la Península Ibérica*. Ed. Acción Divulgativa.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1992. *Terminología Popular de los Humedales*. J.M. Reyero Editor. Madrid. 257 pp.
- GRANADO, C. 1996. *Ecología de Peces*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla.
- GRANADOS, I. y M. TORO. 1999. *Proyecto de Erradicación del Salvelino de la Laguna Grande de Peñalara y Evaluación de la Recuperación de las Comunidades Acuáticas Originales*. Año 1999. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 30 pp.
- GRANADOS, I., M. TORO y L. NAVALÓN. 2000. Control de Impactos Ambientales y Restauración del Medio en la Laguna de Peñalara y su Cuenca (Sierra de Guadarrama, Madrid). En: *Conservación de Lagos y Humedales de Alta Montaña de la Península Ibérica*. Granados, I. & M. Toro. (Eds). Servicio de Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid.
- HIDALGO, J. & J. GARCÍA-AVILES. 1998. *Caracterización Morfométrica, fisicoquímica y biológica de los cauces fluviales de la cuenca del río Peñalara y estima de la calidad ambiental de sus aguas*. Centro de Investigaciones Ambientales de la C.A.M.. Serie Documentos nº 26. 44 pags
- KNAPP, R.A. & K.R. MATTHEWS. 1998. Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restor.Ecol.* - 6: 207-213.
- LOZANO CABO, F. 1964. *Los peces de las aguas continentales españolas*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza.



-
- MAITLAND, P.S. & LINSELL, K. 1980. *Guía de los peces de agua dulce de Europa*. Ed. Omega.
 - ROBLES, S., J.M. RODRIGUEZ, I. GRANADOS y M.C. GUERRERO. (Enviado). *International Microbiology*.
 - TORO, M. (En preparación). *Limnología y paleolimnología de una laguna de alta montaña. La laguna de Peñalara (Sistema Central, España)*. Tesis doctoral.
 - TORO, M. e I. GRANADOS. 1997. *Laguna de Peñalara. Seguimiento Limnológico y Control de las Medidas Adoptadas en la Gestión del Parque Natural. (julio 1995 - diciembre 1996)*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 130 pp.
 - TORO, M. e I. GRANADOS. 1998. *Inventario, Cartografía y Caracterización de las Charcas y Lagunas del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 100 pp. + Mapa
 - TORO, M. e I. GRANADOS. 1999. Los Humedales del Parque Natural de Peñalara. En: Prieto, D. & L. Navalón (Eds.), *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 127-140
 - TORO, M., I. GRANADOS y L. NAVALÓN. 2000. Las Lagunas del Macizo de Peñalara (Sierra de Guadarrama, Madrid). En: *Conservación de Lagos y Humedales de Alta Montaña de la Península Ibérica*. Granados, I. & M. Toro. (Eds). Servicio de Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid.
 - TORO, M. y C. MONTES. 1995. *Bases Limnológicas para la Gestión del Sistema Lagunar del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 216 pp.
 - WILLIAMS, P.H., P.E.H. GREGG & M.J. HEDLEY. 1990. Fate of potassium in dairy cow urine applied to intact soil cores. *N.Zld.J.Agric.Res.* 33,151-158.



LA CONSERVACIÓN DE LOS PAISAJES DE MONTAÑA

EDUARDO MARTÍNEZ DE PISÓN

*Departamento de Geografía
Facultad de Filosofía y Letras
Universidad Autónoma de Madrid
28049 Madrid*

1. El dominio paisajístico de la conservación de las montañas.

Hay una Guía de los bosques de Asturias que comienza diciendo que **“el bosque tiene un equilibrio de sonidos y silencios”**. Lo propondría como una de las cualidades esenciales que hay que defender en un paisaje natural: la disposición natural de las cosas, la posibilidad de la calma, de la pauta del paso discreto de los seres vivos, el valor de la frondosidad de las primaveras, del esplendor otoñal o de las calladas nieves del invierno, y la diversidad de paisajes de alisedas, fresnedas, hayedos... Es lo que enseña la adaptación atenta a los dominios de la naturaleza: es lo que se obtiene de acomodarnos a los paisajes, no ellos a nosotros. En el fondo, pues, hay una cuestión de actitud.

Vivimos en el prestigio de la prisa, pasamos velozmente por las cosas, por los paisajes, por las personas, no hay tiempo para los libros -ni para leerlos ni para escribirlos-; todo se vuelve estrategias, medios de conquistas. En esta red tenemos que conseguir ya reductos donde sea aún posible el sosiego propio en el sosiego del mundo, en los ritmos propios de la luz, las brumas, los sonidos según transcurren las horas, los ritmos espontáneos que Joaquín Araújo llamó *el calendario de la vida*, el ritmo real que todo lo regula según el día, las estaciones, los frutos, que muestran lo distantes que están ya nuestras agendas del verdadero tiempo del mundo: somos habitantes de paisajes que duran menos que nosotros. ¿En cuántos valles o incluso cumbres es ahora posible la calma? ¿Cuánto queda del ritmo de los viejos caminos, del viento y la lluvia, los ciclos de las hojas, los panoramas pacientes en el horizonte? No me es fácilmente comprensible que haya gente que le guste ir a las montañas sólo tras adaptarlas a su confort o a su objetivo lúdico o social, interponiendo pantallas que le

eviten el contacto directo con la naturaleza. Es como renegar de haber nacido en la Tierra.

Cuando entran los medios mecánicos en las montañas retiradas acaba el poderoso valor de lo lejano, la seguridad del silencio, la armonía de los elementos exclusivamente naturales, la posibilidad de la soledad, el ritmo y el ambiente de las cosas salvajes; es el fin vulgar y humillante de uno de los modos de presentarse en el mundo la grandeza. Un geógrafo ha definido estas situaciones como la pérdida de dignidad de los paisajes, pues de modo similar a aquella reflexión de Wordsworth sobre el gran tejo de Lorton, hay paisajes fabricados con demasiada lentitud como para que nunca decaigan, hay paisajes de forma y aspecto demasiado magníficos como para ser destruidos. Sin embargo, añadía el escritor, todo lo que ahora nos embruja en ellos se disolverá el día en que sean tocados. Samivel encerraba la idea del Parque Nacional de la Vanoise en pocas palabras: “He aquí el espacio, he aquí el aire puro, he aquí el silencio... Aguas libres: hombres libres. Aquí comienza el país de la libertad”. Está claro que, al margen de los contenidos propios de la espontaneidad del paisaje natural, un visitante de la montaña no podrá adquirir ningún significado moral de su visita.

Uno de esos modos de extirpación de tal posibilidad de adquirir contenidos estriba en sustituir la ascensión voluntaria y física por una elevación mecánica, producto de la invasión industrial y comercial de las áreas de montaña: por supuesto, el instrumento daña el paisaje, lo desarmoniza y masifica, disipa el dominio de lo natural, lo sustituye por lo artificial y puede interferir negativamente en los ecosistemas; pero además **suprime el camino** en un entorno noble y, **con él, los valores morales del esfuerzo, de la adaptación y la vivencia de ese itinerario, de ese entorno**. Y, con él,



anula la contemplación natural de la montaña percibida a través de la exigencia física en sus verdaderas dimensiones, en las auténticas distancias de las cosas, de los espacios primitivos, impide nuestra relación sin interposiciones con sus lentos latidos.

Parece que es necesario para que esta actitud se normalice que exista un mayor desarrollo de la conciencia paisajística, que conduzca a la exigencia del derecho al paisaje. De la cultura paisajística que reclame la posibilidad de la relación con el paisaje intacto como un derecho: no sólo es indispensable cuidar el paisaje, sino también mejorar el nivel de su percepción cultural por el habitante y el observador: el de su estima de las cosas y hasta el de su estima personal.

2.- El dominio territorial de las actuaciones recientes sobre las montañas.

Está aún cercano el tiempo en el que no se pudo llevar naturaleza a las calles, pero sí se consiguió ir convirtiendo ciertas montañas casi en ciudades, cada día aumentando los espacios urbanos y disminuyendo los naturales hasta hacer que alguien pensara que nos encaminábamos hacia un territorio en el que quedarían sólo restos aislados de espacios protegidos encerrados entre urbanizaciones. En este contexto ha sido frecuente, como condición de buen ciudadano, participar en el supuesto de que las montañas deben ser juguetes para retozar, usar, romper y tirar, mediante su dedicación preferente a la práctica de ciertos deportes lúdicos, especialmente a la del esquí de estación, como si este juego fuera una necesidad social -deportiva, turística, de ocio- prácticamente básica, fundamental e incuestionable. Y, en consecuencia, se han hecho llamadas de atención sobre la obligación de los poderes sociales de llevar a cabo cuanto sea necesario en infraestructuras, inversiones, para que ese derecho, considerado como prioritario, haya tenido la posibilidad de ser ejercido, incluso donde encuentra condiciones naturales habitualmente adversas a la nieve o donde el daño a la montaña puede ser lamentable. Con más intensidad aun, como es lógico, si se lee la prensa local de nuestras áreas de montaña, lo que se recoge y aplaude son fundamentalmente iniciativas pragmáticas de explotación territorial: si ahora es la nieve, pues la nieve; si fuera otra cosa, parking, ferrocarril, terreno urbanizable, lo que salga. Pero esperar una propuesta conservacionista, no sólo ponderada en razones de defensa patrimonial y cultural, sino incluso hasta con cierto objetivo pragmático para captar esta otra demanda social -aunque pueda haber excepciones- es bastante improbable.

Pero, pese a esta corriente, como es evidente que estos juegos sociales no constituyen en rigor un derecho o una necesidad realmente vital para sus usuarios,

otros inmediatamente hemos considerado que su conveniencia socio-cultural debería depender, entre otras cosas, de su precio en valores naturales y paisajísticos. No obstante, reconociendo que la nieve es un recurso económico, lo que parece proceder es definir siempre la ubicación correcta o incorrecta de la industria de explotación de ese recurso. Ello ocurre porque en todos los casos es éste un deporte de los llamados de “cancha”, es decir, que implica transformaciones del medio y del paisaje para su realización, que no siempre pueden parecer adecuadas a todo lugar natural.

De este modo, tal situación nos conduce a que en nuestras montañas estamos constantemente debatiéndonos entre máquinas o naturaleza, masificación o soledad, gregarismo o individualización. La venta industrializada de panoramas, los aprovechamientos técnicos de fuerte impacto y las conversiones en juego de los recorridos y estancias en la naturaleza, son algunos de los mecanismos concretos, con respuesta económica directa, que están perturbando más los espacios y los sentidos de las montañas. Para tal perturbación no hace falta instalar una urbanización: tenemos la clara experiencia de que un solo telesilla puede arruinar toda la grandeza de un circo glaciar. El problema estriba, pues, en que en este proceso parece como si cierta concepción del desarrollo económico tuviera que pagarse siempre e inevitablemente en patrimonio paisajístico y, por tanto, en cultura.

Vamos a concretar. En el Guadarrama y en casi todas nuestras cadenas montañosas que son capaces de recibir cierta cantidad de nieve, el esquí de pista no sólo se apropia del terreno, sino del paisaje: requiere inversiones, infraestructuras, remotes, instalaciones de maquinaria en áreas culminantes, infraestructuras de acceso con aperturas de carretera y pistas para vehículos, construcción de asentamientos de hormigón; necesita aparcamientos, que resultan insuficientes para unos pocos días de afluencia máxima y desiertos de asfalto el resto del año, absorbe espacios amplios, despejados de obstáculos naturales (rocas, arbustos), cierra pasos, controla accesos, tapona horizontes, lleva a cabo construcción de inmuebles (restaurantes, taquillas, garajes, naves, hoteles), edificaciones que se extienden por la estación y su entorno y trepan por las laderas, y lógicamente genera contaminantes a través de calefacciones, residuos, atascos de vehículos, y hasta de emisiones acústicas por megafonía (el paisaje también tiene sus sonidos y sus sigilos). Todo ello indica un contagio urbano, que inevitablemente descaracteriza la montaña.

Incluso, en ciertos círculos hay una propensión a ver la montaña como una gran cancha plurideportiva, aparentemente sin más trasfondo: unas cumbres que se escalan, unos riscos o matorrales en los que se caza, unas laderas que se esquían, unos desniveles que se sal-



tan en parapente, unos ríos que se bajan en rafting o donde se pesca, unas hoces abiertas para el barranquismo, unos caminos para trekking, bicicleta de montaña o moto todo-terreno, unas carreteras empinadas para la vuelta ciclista, un lago para regatas o un desierto para polvorrientas carreras de coches: todo para jugar; naturalmente, el aprovechamiento de tal corriente es materializado por la mentalidad -ya sea del financiero o del montañés- que entiende la montaña como “todo para producir”.

3.- El balance paisaje-territorio.

Por tanto, parece claro que sólo en una relación entre valores ganados y perdidos podrían ser aceptables o no las modificaciones por el uso de las estaciones de esquí del patrimonio natural y del paisaje. Ello requeriría la obligación de realizar previamente un *balance estricto*, cuyos efectos culturales van sin la menor duda más allá del mero impacto ambiental. Pero esto necesitaría, por su generalidad, la prioridad de una iniciativa anterior extendida a todo el territorio, no sólo cautiva en los espacios protegidos, que estableciese dónde determinadas acciones pueden producir daño, lo que no está previsto en las normas al uso. Pero está claro que, en cualquier caso, anteponer propuestas protectoras evitaría una inseguridad hoy día constantemente latente, pues tal inseguridad está ocasionada por el estado abierto del territorio, como espacio puro, sin connotaciones culturales, a lo que pueda suceder. Tal estado sólo conviene a quienes desean mantener inagotable e indiscriminada una reserva de recursos territoriales para futuros aprovechamientos sin ningún estorbo por parte de un previo reconocimiento explícito de sus posibles valores.

Estas consideraciones son, pues, precautorias. Escribía R. Messner con entera razón que “hoy en día todos los rincones de la Tierra son accesibles por medio de la técnica”, por lo que, si queremos preservar terrenos vírgenes, es obvio que debemos *renunciar* expresamente a esa introducción tecnológica: debemos *moderar* voluntariamente, en actos concretos, nuestra capacidad de tecnificación.

De cualquier modo, mirando el polo opuesto, creo que debería añadir también una reserva más general a un fenómeno que va extendiéndose a buena parte de la percepción de la naturaleza. Me parecen frecuentemente excesivas las actitudes de cierre de los espacios naturales, porque, si se clausuran, ¿qué sentido educativo pueden tener? Otra cosa es la exigencia de comportamientos civiles. Es interesante en este punto oír la voz de un montañero. L. Arribas ha escrito matizadamente (*Ideal*, Granada, 24-4-99), refiriéndose a Sierra Nevada, algo que es aplicable en general: “El senderismo..., (aunque) toda la vida hemos andado por verdades..., hoy existe como un fuerte movimiento algo dis-

tinto; es andar por senderos balizados, marcados... El senderismo tiene su terreno donde puede ser, además de un importante atractivo turístico, una herramienta para la conservación en la media y baja montaña; tenerlo aquí como alternativa a otras actividades menos respetuosas con el medio es una ventaja. Los senderos tienen una gran potencialidad para educar en el respeto al medio ambiente”. Sin embargo, para este autor, en la alta montaña las reglas deben ser otras: la señalización no sólo afea sino que minusvalora este territorio: “cierta incertidumbre, dudar, elegir, son la sal de las excursiones”; por ello reclama ese paisaje como espacio libre, como terreno “sin marcar”, para en él “sentir la fuerza de los grandes espacios”. Convendría, pues, tal vez rectificar el reparto simplista de la naturaleza de montaña polarizada entre esas dos actitudes -o *parque o cancha-*, introduciendo más contenidos.

4.- Las líneas reales del deterioro.

Nada es nuevo ni propio. Este asunto presenta una larga raíz alpina, que convendría tener en cuenta. En uno de los libros de Samivel, *El loco de Édenberg*, publicado en 1969 en España, se abordan con talento las maniobras del equipamiento turístico de la montaña por las estaciones de esquí y los efectos locales del proceso de conversión de un valle perdido en un negocio de este tipo que acarrea la irrupción en él de un nuevo modo agresivo y extraño de explotación, vinculado a los intereses del capital urbano. Ello implica la destrucción acelerada de su ritmo de la vida y también de la trama de los paisajes. El agente propaga su mensaje: “la gran riqueza de nuestras montañas radica en el turismo y no en la agricultura y los bosques”. Esta es “la marcha del progreso” y la única cara del futuro. Si alguien rechazara el cambio ofrecido por los promotores estará “equivocado y será barrido”.

Efectivamente, no era incluso entonces un asunto nuevo. Desde mediados del siglo XIX algunos paisajes de los Alpes habían sufrido fuertes modificaciones para retener “industrialmente” un turismo creciente, incluso arriesgando el mantenimiento del mismo atractivo de esos lugares. Tal industria turística, en extremo mercantilista, había suscitado críticas severas ya a fines de ese siglo. Se llegó incluso a proyectar un teleférico a la cumbre del Cervino hacia 1907, que fue combatido con emoción y energía por la “Liga para la conservación de la Suiza pintoresca”. En 1934 algunos alpinistas rechazan nuevamente la construcción de un remonte mecánico a la Meije, de 3.983 metros de altitud (remonte que actualmente llega a los 3.550 metros). Se volvió incluso a resucitar el proyecto del Cervino, que acabó trasladándose al Mont Blanc, por lo que en 1954 se desarrolló otra polémica para evitar la mecanización progresiva de la alta montaña. Ya entonces el mito de las cimas vírgenes había emigrado geográficamente



hacia macizos bastante lejanos, pero lo realmente importante era que esa referencia pudiera persistir en el corazón de cualquier persona, porque ese "mito" ayuda hasta tal punto a los hombres a vivir, que un mundo sin espacios vírgenes -dirá Samivel- se haría "mentalmente inhabitable". Samivel necesitó entonces escribir en contra de quienes -en sus palabras- saben hablar a los bolsillos y han vaciado su sangre de términos como belleza, soledad, grandeza. Perdió; pero dejó grabado un "No" tan rotundo en la cultura alpina, que ha pasado a ser una referencia clave en la defensa de la montaña. En los años setenta, el programa MAB ("Hombre y Biosfera") de la UNESCO -impulsado en 1968, con incorporación de España en 1974- comenzó a analizar en las montañas europeas las repercusiones ecológicas y erosivas de las instalaciones turísticas y de esquí en altitud y en los ochenta ya el Consejo de Europa publicó informes y recomendaciones sobre este asunto con el fin de reducir sus daños, objetivamente inventariados. Parece, por tanto, que no sólo se aplicó el rodillo productivista frente al idealismo de unos pocos, sino que también se produjo un progresivo posicionamiento institucional desde hace unos treinta años frente al incontrolado proceso de artificialización de los paisajes de montaña.

Como todos conocemos, hubo una continuación pirenaica de aquella línea de deterioro y hoy, entre las nuevas formas de aprovechamiento del territorio pirenaico, se encuentra de modo destacado la industria turística, con un renovado impacto, particularmente mediante las estaciones de esquí. Tales recursos turísticos están efectivamente en expansión económica y geográfica -aceleradamente en el último bienio- y ello se ofrece unilateralmente como un proceso positivo de puesta en desarrollo moderno de un terreno improductivo. Según este principio, cuanto más se colonice ese espacio, más rentabilidad se obtendrá, salvo que el turismo futuro reclame -como parece- justamente lo contrario, es decir paisajes naturales no reconfigurados artificialmente. Tales tipos de puestas en producción acarrearán la extensión de reconversiones territoriales, con tecnificación y masificación -y, por tanto, deterioro- de paisajes predominantemente naturales, en progresiva reducción espacial. Esta transformación explícitamente rentabilista se hace, por lo común, sin considerar las afecciones, es decir, sin dar oportunidad al establecimiento de balances integrados que podrían dar lugar a decisiones ponderadas. En el Pirineo español, el proceso transformador se activó en la exposición sobre turismo de 1972 llamada "Expotur", donde se mostraba un proyecto de urbanización al pie de la Maladeta, con teleféricos hasta el pico de este nombre y hasta la arista cimera del Aneto. Casi simultáneamente se lanzó una fórmula publicitaria que expresaba la extensión de estos propósitos: "Los Pirineos: reserva económica". En 1973 estaban ya planeadas, entre otras cosas, 15 estaciones de esquí en el Pirineo aragonés, aparte de

otras en Navarra y Cataluña. No me atrevo ni a nombrar los lugares propuestos. Desde ese momento se desencadenó el plan de reconversión mercantil del Pirineo español, con un estilo y una fuerza que lo hacían incompatible con cualquier planeamiento conservacionista de similar entidad. En líneas convergentes o paralelas otros proyectos siguieron emergiendo, como un teleférico al sector Norte de Monte Perdido o la solicitud de Hidro-Nitro de una presa en Añisclo.

En realidad el Pirineo era sólo una parte del proceso, que simultáneamente aparecía por toda la montaña española "nival", que se incorporaba a la planificación de un nuevo espacio productivo turístico, dentro de un marco de promoción nacional de esta industria, al modo de aquellos años. En fin, el proceso se plasmó, por ejemplo, en la Sierra de Guadarrama, en diversos planes globales y, sobre todo, en la instalación de una estación de esquí en el macizo protegido de Peñalara, obviando esa previa protección oficial eliminándola por decreto; también se concretó en el despliegue de pistas en Sierra Nevada, en la promoción de Sanabria, en la caza en los Ancares, en los proyectos de instalación de teleféricos en los Picos de Europa, en carreteras forestales de Urbión y Demanda, etc. Pero fue el debate por Gredos, para mí muy directo, -proyecto de estación de esquí, fuertemente lanzado, frente al que propusimos de Parque Nacional, ampliamente apoyado- el que mejor reflejó el fondo del dilema de la defensa de la montaña española en el último cuarto del siglo XX.

Muchos datos inclinan a pensar en una reactivación reciente, pasados ciertos techos, de los modos y de las intensidades de aquel proceso mercantil de los años setenta. Incluso con mayor énfasis inversor y competitivo, hasta el punto de promover reconversiones comarcales completas, que llegan a poner en riesgo los mismos fundamentos del atractivo que ocasiona el turismo de montaña, cada vez más exigente de calidad natural. Los casos renacidos de reconfiguración de valles y circos retirados, de nuevos teleféricos, de peticiones de estaciones invernales en todas las laderas disponibles, de proyectos olímpicos, son datos expresivos de tal continuidad, evidentemente reanimada con fuertes planteamientos que, a fines de siglo, poseen una sazón arcaica.

5.- Las posibles vías de la cultura.

Sin embargo, no todo es así: en diversas cadenas montañosas españolas hay un visible camino actual hacia la protección y hacia la recuperación conservacionista de paisajes perdidos -desmantelamiento de la estación de esquí de Peñalara, declaraciones de Parques Nacionales de Picos de Europa y de Sierra Nevada, de Parque Natural en Gredos-, que incluye



también a sectores del Pirineo central (como el parque natural de Posets-Maladeta, ampliación del nacional de Ordesa, monumentos naturales de los glaciares y otras figuras).

En suma: aunque está claro que hay quienes siguen opinando que los paisajes son sólo recurso, también hay otros que pensamos que son igualmente patrimonio. Por lo tanto, para actuar, hay antes que resolver en cada caso esta dualidad de pareceres sobre nuestro solar: ello arrastra obligatoriamente en las sociedades libres y, después, también a elecciones, aunque puedan resultar difíciles. Pero en tales sociedades hay que dar cabida a ambas: a ponderaciones previas y a elecciones finales (la precipitación de actuaciones, por lo demás, parece que sólo concierne a las puestas en producción de suelo). En la línea de impulso conservacionista que también caracteriza este cambio de siglo, pongamos un ejemplo concreto de posible progreso de la protección de la montaña: cuando se constituyó en 1967 en la vertiente francesa el Parque Nacional de los Pirineos Occidentales con un recubrimiento de 45.200 hectáreas sobrepasó de modo evidente el Parque Nacional de Ordesa. Aquella iniciativa de implantación de otro modelo de tratamiento del espacio pirenaico parecía y parece incitar a su imitación en España, a tantear la posibilidad de aplicación de un modelo similar que diera prioridad o incluso que garantizara un respeto básico a una extensión más amplia de nuestros paisajes pirenaicos. Cualquier sugerencia conservacionista de aquel tipo era entonces mera ilusión e incluso se cerró el paso a que se propagara la idea de que convenía ejercer cierto control proteccionista generalizado al desarrollo de la industria turística; la estrategia, no obstante, era correcta: pensar opciones y formularlas como propuestas precisas; a veces, si no se hacen así las cosas, si no se tienen y se concretan iniciativas, por previa decepción o por lo que sea, se contribuye al vacío.

Como consecuencia de su quebrado proceso conservacionista nuestro Pirineo tiene hoy, más por razones históricas que geográficas, toda la gama de posibilidades proteccionistas, a veces aglomeradas en algunos lugares y, en cambio, al mismo tiempo, tiene también un amplio terreno espléndido en total intemperie, dejando fuera de todo amparo o cobertura legal magníficas modalidades de presentarse su naturaleza. ¿Por qué no imaginar una nueva posibilidad normativa y administrativa, otro horizonte menos farragoso y más global, más de integración, otra forma de protección genérica más congruente? Si, como hemos dicho, el fin del siglo XX -en el que escribo- corresponde a una etapa de crecimiento de un movimiento cultural caracterizado por inventivas, ideas y planteamientos proteccionistas vigorosos, ésta es una buena circunstancia para que se entienda la necesidad de estas propuestas.

Y una de ellas, que entonces era correcta y ahora es posible, es la de hacer normas genéricas, por un lado, que condicionen las diversas iniciativas territoriales a la protección de los paisajes de montaña, y otra, extender las protecciones locales concretas a áreas más amplias.

¿Qué lección puede extraerse de las montañas del mundo que tenga también que ver con el marco de los valores protegidos de Peñalara? Todo manifiesta conexiones, todo nos apoya. Todo muestra una evidente tendencia universal a conservar santuarios montañosos relevantes. Aunque está también claro que podríamos hacer un inventario de adversidades, igualmente mundial. Los riesgos adquieren tonos comunes; las propuestas de conservación también. Problemas y soluciones se asemejan por toda la Tierra, aunque adquieran rasgos peculiares en las distintas regiones. Los problemas difieren por la diversidad de las naturalezas montañosas y los usos geográficos; las soluciones, por los rasgos de las cordilleras y por las normativas de cada país. Aunque las semejanzas estriban, por un lado, en abusos tipificables, tanto de las sociedades tradicionales como de las modernizadas, por otra parte también existe una misma concepción de fondo, un rasgo común de civilización que promueve una estima de los valores naturales de esas montañas. Así, en América, desde el Cerro Paine hasta el Brooks Range hay un rosario de macizos montañosos protegidos; incluso hay tres Parques Nacionales con el explícito nombre de “los Glaciares”, en Argentina, en Estados Unidos y en Canadá. En Asia, el mismo Monte Everest está incluido en un parque nacional que lleva su nombre nepalí, Sagarmatha, y también los chinos quieren darle una similar cobertura en la vertiente tibetana. Así, no tiene nada de extraño que el glaciólogo ruso V. M. Kotliakov escribiera que “en el sistema de parques nacionales, uno de los puestos de vanguardia deben ocuparlo los parques glaciares”, porque “la naturaleza de las montañas no puede ya resistir por sí misma la acción de los hombres, está indefensa”. Para este miembro de la Academia de Ciencias, la conservación de la naturaleza no sólo deriva de su interés geológico o biológico, sino del amor de los hombres hacia ella. Y concluye que “ese cariño debe ser difundido continuamente”.

El país frágil es un libro acertadamente titulado de R. Fernández Arroyo, que trata de la defensa de las montañas. Entre muchas otras cosas señala dos procesos interesantes por su carácter contrastado: primero, el de la montaña americana, en el que la colonización occidental pasó por los episodios habituales: de la caza a la minería y la explotación forestal, luego al aprovechamiento ganadero e hidro-eléctrico y, finalmente, al turismo de masas. Al mismo tiempo se implantaron en ella varias formas oficiales de conservación, que actúan como polos de atracción de visitantes, lo que acarrea, junto a su positiva función cultural, una acu-



mulación de impactos propios de su otra multitudinaria función recreativa. No obstante, en términos más generales o en otras regiones -como Alaska-, las dimensiones de los espacios protegidos de Norteamérica, su proliferación, su lejanía, el carácter salvaje de sus núcleos, les dotan de unas características muy distintas a las de los limitados, dependientes y pequeños Parques Nacionales, Naturales y Regionales españoles. En segundo lugar, la gran montaña asiática está repartida, como es conocido, en países que tienen un nivel de desarrollo bastante diferente al de Estados Unidos. La cordillera ha permanecido sin casi ninguna comunicación rodada hasta hace muy poco tiempo, por lo que la agricultura en bancales y una ganadería tradicional son los recursos comunes de las áreas habitadas, aunque los lugares mejor comunicados han iniciado repentinamente transformaciones en las que poco se ponderaron sus repercusiones ambientales. La deforestación es a veces señalada, con excitación de fenómenos erosivos. Pero, al mismo tiempo, en el Nepal, por sus referencias turísticas, la conservación o un control del territorio natural formalizado en una administración con este nombre, se ha extendido oficialmente (Parque Nacional Shey Phoksumdo, reserva de caza de Dhorpatan, Sagarmatha National Park, Makalu-Barun National Park and Conservation Area y Annapurna Conservation Area Project). En este marco se ha introducido recientemente en determinadas áreas un turismo excursionista occidental y japonés de visible intensidad y clara afección, aunque limitado a determinadas rutas; pero la magnitud de la cordillera sigue permitiendo en ella aún el fenómeno de la tradicional marginalidad que hasta hace no mucho era común a casi todas las montañas.

En esta situación es complementario escuchar lo que dicen los expertos, no tanto en ecología como en sentimiento de la montaña. El alpinista Reinhold Messner ha escrito varios ensayos sobre esta cuestión, al comprobar también esa fragilidad del estado de un mundo sin el cual la actividad montañera, tal como la entendemos, carecería de su misma posibilidad de existencia. Estamos en una sociedad que produce consumidores de deportes al aire libre -dice Messner-, consumidores de experiencias, lo que extiende el fenómeno de la "naturaleza preparada" hasta lejanas cordilleras. De este modo se hace retroceder la naturaleza espontánea progresivamente, acondicionándola para el uso de la sociedad del ocio. De modo simultáneo a la transformación de esos medios en mundos artificiales y a la pérdida continua de naturaleza, se cambian las actitudes de acercamiento, se abandonan "conceptos como la disciplina del riesgo o el miedo como fuerzas reguladoras en la montaña". Hay unos valores también, no sólo una realidad física y su estado de integridad, que hacen que la montaña sea tal (por ejemplo, cultura, conocimiento, asombro, mitos, fantasía, incluso respeto al peligro). Para garantizar el carácter duradero de esa realidad y de estos valores, hay que ejercer una

renuncia explícita a proseguir con la sobrecarga de instalaciones generalizadas de infraestructuras. En suma, concluye el gran alpinista, las montañas no tienen por qué ponerse a nuestra altura, sino nosotros a la suya.

6.- Peñalara.

Si en vez de hablar aquí, tuviera que dirigirme a un público ajeno a Peñalara, les contaría que hay un caso realmente resaltable y ejemplar en el que se ha recuperado una montaña perdida. Recientemente volví a dar una caminata reflexiva por el circo glaciar de Peñalara y encontré el paisaje que perdí en 1969. Tras tanto tiempo de entrega de un importante sector de este lugar, coronado por la mayor altitud de la Sierra de Guadarrama, a la desfiguración por pistas, remontes mecánicos, eliminación del matorral, introducción de plantas extrañas, cambios de pendientes, represamientos, canalizaciones, masificación, pisoteo, abandono de chatarras y basuras, tras tanto hormigón, hierro y alquitrán; tras su conversión en una fábrica turística más en aquella fecha, no podía asimilar lo que veía; pensé que estaba en otro circo, en otra sierra.

El tesón y el talento de los encargados de un Parque Natural y el cariño a la naturaleza que tienen encomendada ha dado lugar a un proceso modélico de restitución del medio a sus caracteres "originales", desmontando las innumerables piezas de la estación de esquí que allí se implantó desde ese año hasta 1999, recogiendo uno a uno sus desperdicios y cerrando sus burdas cicatrices. Ciertamente, por todas partes quedan huellas del paso de la industria: mordiscos de canteras en las morrenas, rapados de pistas de esquí, cárcavas, rellenos..., pero han desaparecido las instalaciones fuertemente disarmónicas y, con ellas, no sólo hierros e instalaciones bárbaras, sino hasta el sentido de entrega a un uso banal de un lugar saturado de calidades naturales. Los perfiles armónicos de las lomas, la calma de los bosques, el dominio de la roca y la pradera en la percepción del lugar, la vida de una laguna con aguas limpias, de un torrente de aguas ágiles: todo nos ha sido devuelto. Se ha hecho de nuevo el silencio y comienza el concierto de las cosas. Es la estructura de lo natural, son sus significados culturales de "santuario", lo que ha retornado al círculo interior y discreto en el que se abre el doble cuenco de la Laguna Grande, como un templo -aunque sea humilde- de hielos remotos tallado en el mismo corazón rocoso de la Sierra.

Han vuelto, pues, los verdaderos valores. De su porvenir hablarán los que los usen, pero ahora se ha efectuado un generoso acto de civilización. Quiero pensar que este cuidadoso proceder será valorado, no sólo por el indudable mérito de quienes lo han llevado a cabo, sino también como ejemplo para reclamar un trato similar a tantos otros lugares descuidados o desfigura-



dos del Guadarrama. Para extender este modelo por todas sus cuerdas, tengan o no normativas específicas de protección; para hacer ver que es posible y es bueno hacer lo mismo incluso en todas nuestras montañas: que éstos son tiempos ya de recuperación culta de nuestra naturaleza, incluso de la que parecía definitivamente perdida; y que no lo son de la extensión voraz de los paisajes de metal sobre laderas cada vez más remotas, como todavía parecen pensar -de Picos de Europa o el Pirineo a Sierra Nevada y El Teide- quienes ejecutan acciones ancladas en los tiempos en los que se desfiguró Peñalara.

Tras tantos espacios transformados por los hombres, hay que abogar por el mantenimiento y la recuperación

de paisajes aun más necesarios, los territorios tan grandiosos que son capaces de transformar a los hombres. Cada vez que preservemos o recobremos un espacio así, cada vez que restauremos un pedazo de naturaleza, que quitemos un artificio donde sobra, estaremos contribuyendo no sólo a reparar un daño al mundo, sino también a amparar o a rehacer un escenario de libertad.

Podría parecer que Cervantes escribió esta frase de don Quijote para que se aplicase, siglos después, al caso ya ejemplar del rescate de Peñalara: “-Digo, señor don Quijote,... que entiendo que si las ordenanzas y leyes de la caballería andante se perdiesen, se hallarían en el pecho de vuesa merced como en su mismo depósito y archivo”.



RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ESPACIOS NATURALES SINGULARES

LUIS BALAGUER NÚÑEZ

*Departamento de Biología Vegetal I.
Facultad de Biología.
Universidad Complutense de Madrid
Ciudad Universitaria. 28040 Madrid*

RESUMEN

El abandono de las pistas de esquí y la remoción de las instalaciones anejas generan un escenario de lenta recuperación espontánea, sensible a procesos erosivos. En este escenario el objetivo de cualquier actuación debe ser la restauración ecológica, más allá de programas convencionales de revegetación. Sin embargo, ante la escasez de información basada en experiencias previas transferibles, cabe cuestionarse qué criterios deben liderar el proyecto de restauración de la cubierta vegetal. En el presente trabajo se identifica la originalidad de la vegetación mediterránea y de la dinámica de los ecosistemas de montaña en comparación con otros ecosistemas extremos. En ese marco, se presentan tres variables clave para el diseño de nuevos criterios en restauración de ambientes extremos: la plasticidad fenotípica de los individuos, la variabilidad genética de las poblaciones y las relaciones entre especies. Concluye el trabajo con propuestas concretas potencialmente útiles para la gestión de estos parajes.

Ambiente y vegetación mediterránea

A escala global, los ecosistemas mediterráneos se encuentran entre los que presentan una mayor diversidad biológica (Hobbs *et al.* 1995). Dentro del mundo extratropical, la cuenca del Mediterráneo posee una mayor riqueza de especies vegetales (> 25.000; Quézel 1985) que cualquier otro territorio de la zona templada (Naveh & Whittaker 1979). La originalidad y diversidad del paisaje en la cuenca del Mediterráneo se debe a la confluencia de diversos factores:

1. **La posición geográfica** de la región entre dos grandes masa continentales (Eurasia y Africa) y su **complejidad fisiográfica**, que proporciona una elevada diversidad de hábitats.
2. El régimen climático Mediterráneo incluye un **amplio rango de climas locales**, los cuales presentan una mayor variabilidad interanual, es decir son más impredecibles, a medida que se aproximan

hacia el extremo más árido del gradiente (Joffre *et al.* 1999).

3. **La marcada estacionalidad del clima**, caracterizada por una **acusada sequía estival**, que si bien tiende a restringir el periodo de crecimiento vegetal a los meses de primavera y otoño, sin embargo, su **marcado carácter torrencial** determina que los vegetales vivaces frecuentemente presenten un número variable de crecimientos por año dependiendo de las condiciones meteorológicas del periodo considerado (Pausas 1999).
4. La cuenca del Mediterráneo, a diferencia de lo que ocurre en las otras cuatro regiones con clima mediterráneo del globo, ha estado expuesta a **la acción del hombre** desde hace más de 300.000 años (Arsuaga *et al.* 1993), cuya influencia ha sido particularmente acusada en los últimos 10.000 años (Trabaud 1984) y está íntimamente ligada a heterogeneidad paisajística de la región.



En este escenario, la flora de la cuenca del Mediterráneo con frecuencia se ha interpretado como ejemplo de adaptación a las particulares características del clima mediterráneo. Sin embargo, muchos de los elementos más representativos de dicha flora ya existían con anterioridad al reciente establecimiento de este clima. El cambio climático gradual que supuso la instalación del clima mediterráneo, hace 3,2 millones de años (Suc 1984), impuso un periodo de crisis para la flora pliocénica, en el que se potenciaron los elementos de bosques xerofíticos, tanto esteparios fríos, entre los que destacan los representantes de los géneros *Pinus* y *Juniperus*, como contingentes cuyo origen se remonta a la flora cálida europea, como es el caso de los representantes del género *Quercus* (Barbero *et al.* 1992). En el nuevo régimen climático, se diferenciaron nuevos taxones como los incluidos en los géneros *Cistus* o *Retama*. Así, el tapiz vegetal mediterráneo actual constituido por bosques perennifolios gimnospermas, fundamentalmente pinares y sabinares, y bosques angiospermas, fundamentalmente quercíneas esclerófilas y marcescentes (ver Costa *et al.* 1997), reúne taxones de diverso origen biogeográfico cuya presencia se explica atendiendo no sólo a procesos adaptativos, sino también a limitaciones filogenéticas, y muy particularmente al devenir histórico de estas especies (Herrera 1992).

El ambiente de montaña mediterránea: comportamiento de la vegetación en ambientes extremos

La naturaleza adversa del entorno en la alta montaña se evidencia en el cambio de estructura que experimentan las formaciones vegetales en el límite altitudinal del bosque. En este ambiente, los vegetales prosperan sobre sustratos rocosos de escaso desarrollo edáfico, inestables por la acción del hielo, sometidos a un estrés hídrico crónico, como resultado de la permanencia del agua inaccesible, a una radiación solar directa, con frecuencia suprasaturante en invierno y verano, y al efecto abrasivo de la ventisca. Las formaciones cerradas hacen crisis y la vegetación se aglutina en isletas que con frecuencia no superan el metro cuadrado, dominadas por plantas de porte almohadillado o enanas. Dado que la riqueza en especies de estas isletas se correlaciona con su tamaño y éste a su vez con la edad de las mismas, cabe suponer que en el interior de estas unidades tiene lugar un proceso sucesional en el que determinadas especies de herbáceas de reducido porte se comportan como colonizadores tardíos de isletas que han superado un umbral de tamaño y de riqueza de especies vegetales (Núñez *et al.* 1999).

La estructura demográfica de las poblaciones de especies leñosas, tales como *Juniperus communis*, en la montaña mediterránea contrasta con la que exhiben poblaciones más méxicas o ubicadas en otras regiones

biogeográficas, dado que presentan una baja tasa de supervivencia de individuos jóvenes que compensan, al menos parcialmente, con la larga longevidad de los adultos (García *et al.* 1999). Esta estrategia la comparten con aquellas poblaciones que habitan en ambientes tan extremos como acantilados o afloramientos rocosos en los que se han datado individuos de *Juniperus phoenicea* con edades superiores a los 1100 años (Larson *et al.* 1999). El lento pero continuo reclutamiento de individuos jóvenes procedentes de la germinación de semillas es particularmente vulnerable frente a perturbaciones. Así se ha medido que la habilitación y uso de pistas de esquí reducen hasta diez veces la lluvia de semillas y a la mitad la diversidad de la misma (Urbanska *et al.* 1998).

El cambio en la fisonomía y estructura demográfica de las comunidades vegetales pone de manifiesto que se ha operado un cambio cualitativo en la presión selectiva del entorno sobre las características poblacionales y sobre las relaciones interespecíficas. En el escenario de la alta montaña, los patrones de heterogeneidad espacial y temporal han actuado sobre la plasticidad fenotípica de los individuos, la variabilidad genética de las poblaciones y los hábitos de uso de los recursos por parte de los integrantes de una comunidad heterogénea. Dado que parece razonable asumir que sólo el conocimiento de las características peculiares de la vegetación en estos ambientes extremos posibilitará la articulación de protocolos para su conservación y restauración, la presente comunicación se centrará en reunir evidencias de trabajos experimentales en ambientes extremos que aporten alguna luz sobre los mecanismos que explican la dinámica de individuos, poblaciones y comunidades vegetales en la alta montaña mediterránea.

Plasticidad fenotípica de los individuos en ambientes extremos

Existe la creencia generalizada de que la supervivencia de un vegetal en un entorno hostil viene condicionada por su capacidad de acomodarse a las condiciones ambientales, esto es, por su capacidad de producir fenotipos alternativos en respuesta a los estímulos ambientales. Esta capacidad de que un mismo genoma produzca distintos fenotipos en respuesta al ambiente recibe el nombre de *Plasticidad Fenotípica*. El grado de plasticidad fenotípica depende de la población de origen y no es constante dentro de una misma especie. Este hecho plantea dos preguntas relevantes:

1. ¿Cómo se explica que no todas las poblaciones de una misma especie hayan sido seleccionadas por su medio natural hasta alcanzar la máxima plasticidad fenotípica?



2. ¿Qué factores determinan que una población presente una mayor plasticidad fenotípica?

La contestación a la primera pregunta plantea una relevante cuestión de fondo. El hecho de que determinadas poblaciones presenten una baja plasticidad fenotípica parece ser debido a que la plasticidad no tiene el mismo valor adaptativo en todos los ambientes. Es decir, en contra de la idea general, en determinados entornos una mayor plasticidad fenotípica puede reducir las posibilidades de éxito del individuo y de la población. Téngase en cuenta que una mayor plasticidad fenotípica representa una mayor sensibilidad a estímulos ambientales y que el fenotipo desarrollado en respuesta a un evento durante el cual las condiciones de luz, temperatura y disponibilidad hídrica fueran favorables podría no soportar un periodo inmediatamente posterior dominado por condicionantes adversos. En estos escenarios pueden haberse seleccionado genomas poco sensibles a estímulos ambientales, genomas capaces de generar indefectiblemente un mismo fenotipo conservador con un estrecho margen de variación. De esta forma, se habría sacrificado la posibilidad de maximizar el rendimiento o la producción a cambio de asegurar la supervivencia y/o la reproducción.

Diversas hipótesis se han planteado para contestar a la segunda pregunta, hipótesis que identifican factores ambientales clave que permitirían predecir el grado de plasticidad de poblaciones concretas. Estas hipótesis se agrupan entorno a dos interpretaciones, nunca excluyentes sino complementarias. Por un lado, se ha propuesto que el mayor grado de plasticidad fenotípica se observaría en aquellos organismos que se desarrollan en ambientes favorables o másicos, en los que los recursos son abundantes y sólo la competencia entre individuos y especies limita su disponibilidad (Figura 1). Por el contrario en ambientes desfavorables, en ambientes extremos, se habrían seleccionado genotipos especialistas de baja plasticidad fenotípica (Lortie & Aarsen 1996). Por otra parte, se ha propuesto que el descriptor clave es la heterogeneidad espacial y temporal del ambiente. Así a mayor heterogeneidad ambiental, las poblaciones vegetales presentarían una mayor plasticidad fenotípica (Spitze & Sadler 1996). Nuestra experiencia reciente confirma que en afloramientos rocosos, en los que la ausencia de un dosel continuo determina ambientes lumínicos más homogéneos, tales como los que cabría esperar en ambientes de alta montaña, se encuentran poblaciones poco plásticas frente al mayor grado de plasticidad que exhiben los integrantes de formaciones vegetales que habitan en ambientes lumínicos heterogéneos, como el sotobosque que se desarrolla bajo un dosel nemoral.

De las contestaciones a las dos preguntas planteadas se desprenden dos consecuencias relevantes a la hora de definir criterios para la selección del material para la



Figura 1. En un gradiente ambiental, cabe esperar que los individuos de poblaciones procedentes de ambientes desfavorables, como la alta montaña, presenten una baja plasticidad fenotípica. En la figura, el individuo procedente de un ambiente extremo (en rojo) expresa el mismo fenotipo tanto a la sombra como al sol, a diferencia de aquel que procede de un ambiente menos riguroso (en amarillo).

restauración de la cubierta vegetal en ambientes extremos. En primer lugar, que en estos ambientes un material vegetal con mayor plasticidad fenotípica puede comprometer el éxito a corto y medio plazo de la revegetación y, en segundo lugar, que conociendo las características de la población de origen podemos estimar el grado de plasticidad fenotípica del material vegetal con el que estamos trabajando. Así, en ambientes extremos y lumínicamente homogéneos prosperarían poblaciones menos plásticas, que podríamos denominar especialistas, y en ambientes favorables en los que el desarrollo de las comunidades de organismos genera una mayor heterogeneidad ambiental cabría encontrar poblaciones más plásticas, o generalistas.

Sin embargo, la mayor homogeneidad del ambiente lumínico que experimenta la vegetación leñosa en las formaciones abiertas de ambientes extremos no es extrapolable a la vegetación herbácea de los pastizales de montaña. Se ha demostrado que en pastizales alpinos el dosel de gramíneas y dicotiledóneas de reducido porte tiene un efecto significativo en la cantidad y calidad de la luz que llega a la superficie del suelo incrementando así la heterogeneidad del ambiente lumínico (Skalova *et al.* 1999). A esta escala, la heterogeneidad espacial y temporal del ambiente lumínico sería causa y efecto de la dinámica de las poblaciones vegetales.

Variabilidad genética de las poblaciones en ambientes extremos

Es sabido que la heterogeneidad ambiental incrementa la variabilidad genotípica en el seno de las poblaciones naturales (Linhart & Grant, 1996). Sin embargo, este incremento no siempre deriva de un proceso divergente de especialización de poblaciones en el



mosaico ambiental, como mantiene la concepción clásica de ecotipo en la teoría neodarwinista (Pigliucci, 1996). Por el contrario, como se ha comentado anteriormente, la selección en ambientes favorables, másicos, heterogéneos parece potenciar genotipos generalistas, que confieren una mayor plasticidad fenotípica (Spitze & Sadler, 1996). La variabilidad genotípica y la plasticidad fenotípica asociada a cada genotipo no son resultados independientes del proceso evolutivo de las poblaciones vegetales. Ambas características poblacionales interactúan dado que la plasticidad fenotípica amortigua las diferencias selectivas entre genotipos, y de esta forma favorece la coexistencia de diferentes genotipos (Sultan, 1996; Figura 2). Así, a mayor heterogeneidad ambiental, se observa una mayor plasticidad fenotípica y mayor variabilidad genotípica en poblaciones naturales.

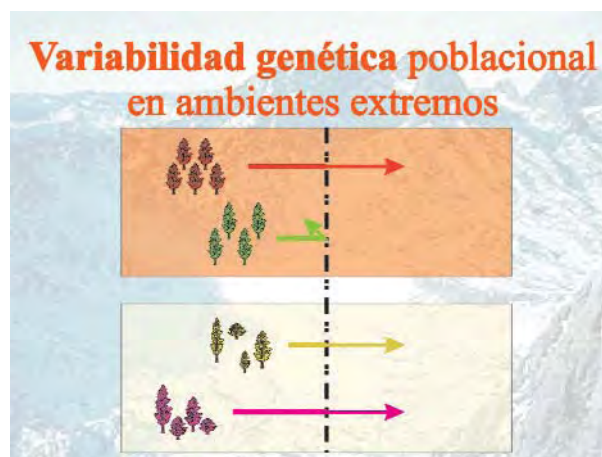


Figura 2. Diversos autores proponen una interacción entre la plasticidad de los individuos y la variabilidad genética de las poblaciones: una mayor plasticidad fenotípica atenuaría las diferencias selectivas entre genotipos, permitiendo la coexistencia de un mayor número de genomas diferentes en el seno de la población. De ser así, las poblaciones que habitan en ambientes extremos, como la alta montaña, presentarían una menor variabilidad genética que aquellas de la misma especie que prosperan en las laderas o en el valle.

En el otro extremo del gradiente, en ambientes desfavorables la reducida plasticidad fenotípica de los individuos favorecería la selección de genotipos especializados. El análisis de transectos altitudinales en los que se muestrearon 54 poblaciones de *Picea abies* en los Cárpatos polacos apoya esta hipótesis (Oleksyn *et al.* 1998). Los resultados de estos estudios mostraron que las poblaciones de alta montaña presentan caracteres diferenciales con valor adaptativo, síntoma de un proceso de diferenciación ecotípica. Potencialmente esta divergencia poblacional podría estar relacionada con el elevado número de endemismos vinculados a ambientes alpinos. Así, el análisis y comparación de especies vegetales endémicas en Córcega y sur de Francia evidencia que el aislamiento que impone el ambiente alpino es más propicio para la existencia de endemismos que incluso la insularidad, aun cuando la riqueza de especies vegetales en los ecosistemas de

montaña no sea elevada (Medail & Verlaque 1997). Esta mayor propensión de las poblaciones de alta montaña a la divergencia genética subraya la relevancia de la conservación de la diversidad genética en hábitats alpinos amenazados y el interés de la correcta selección de la Región de Procedencia del material reproductivo en el marco de proyectos para la restauración de ecosistemas de montaña alterados.

Si bien se tienen evidencias de que esta relación entre heterogeneidad ambiental, plasticidad fenotípica y variabilidad genotípica se observa en poblaciones naturales de vegetales leñosos representativos de la cuenca mediterránea (Balaguer *et al.* enviado), sin embargo, permanecen dos grandes interrogantes que condicionan la relevancia de dicha relación a la hora de predecir el impacto de un cambio en la dinámica de las poblaciones naturales:

1. Se desconoce la naturaleza de dicha relación, es decir, si el valor adaptativo de la plasticidad fenotípica disminuye de forma gradual o al superar determinados umbrales en un gradiente de mayor a menor heterogeneidad ambiental. O dicho de otro modo, si es posible definir un descriptor de la heterogeneidad ambiental que permita predecir el grado de plasticidad fenotípica y de variabilidad genética de las poblaciones vegetales conociendo su procedencia.
2. Se desconoce si las especies pertenecientes a distintos grupos funcionales (caducifolios vs. perennifolios, anuales vs. vivaces, caméfitos vs. fanerófitos, pioneros vs. tardíos en la sucesión) responden de igual forma a la heterogeneidad ambiental.

Relaciones interespecíficas en comunidades vegetales de ambientes extremos

La frecuencia relativa de las interacciones negativas entre poblaciones, en las que los vegetales compiten por el aprovechamiento de recursos limitados (*competencia*), frente a las interacciones positivas, en las que los vegetales de distintas especies cooperan para superar situaciones adversas (*facilitación*), cambia a lo largo de cualquier gradiente ambiental en el que varían los factores abióticos, y ejemplo de ello es el gradiente altitudinal (Callaway 1998; Figura 3). Estudios realizados en las Montañas Rocosas septentrionales demuestran que si bien en cotas bajas las especies *Abies lasiocarpa* y *Pinus albicaulis* no se encuentran asociadas espacialmente, sin embargo en las proximidades del límite de bosque se manifiesta una importante asociación entre los pies de ambas especies, apareciendo los pies jóvenes de *Abies* en torno a ejemplares añosos de *Pinus*. Esta relación de interdependencia ligada al medio alpino llega hasta tal punto que si en

cotas bajas se talan los ejemplares adultos de *Pinus*, los ejemplares jóvenes de *Abies* se ven beneficiados, observándose un incremento de su tasa de crecimiento (7% incremento) pero si la tala se realiza cerca del límite de bosque el efecto sobre *Abies* es negativo, resultando en una sensible reducción de su tasa de crecimiento (24% de reducción).



Figura 3. Las relaciones entre especies varían a lo largo de un gradiente altitudinal. Así, especies que en el valle son competidoras, se asocian en las inmediaciones del límite de bosque, lo cual se refleja en un diferente patrón de distribución espacial de los individuos en ambos extremos del gradiente. Este hecho tiene marcadas implicaciones en el diseño de protocolos técnicos de revegetación en ambientes extremos.

Descendiendo desde la escala de análisis de las formaciones dominadas por vegetales leñosos a la escala de los pastizales alpinos, se mantiene el patrón de que las relaciones de facilitación o interferencia entre especies cambian con la adversidad del medio. Así, por encima del límite de bosque, *Lesquerella carinata*, planta herbácea vivaz de reducido porte, está positivamente asociada con especies cespitosas sólo en microambientes xéricos, y negativamente asociada a las mismas especies allí donde las condiciones son más méxicas (Callaway & Pugnaire 1999).

Fenómenos semejantes de facilitación ligados al entorno de alta montaña se han observado en los Andes (Nuñez *et al* 1999) y en las montañas del Cáucaso. Lugar, éste último, en el que se ha estimado que las interacciones positivas son cuatro veces más frecuentes que las negativas en las proximidades del límite de bosque, invirtiéndose la relación en cotas más bajas (Kikvidze & Nakhutsrishvili 1998).

Sin embargo, debe tenerse en cuenta que aun en aquellos casos en los que se ha evidenciado el papel de la cubierta de matorrales y herbáceas como facilitadora de la regeneración de especies arbóreas, como es el caso de *Abies magnifica* en las Montañas Rocosas, el proceso se desarrolla lentamente y al menos transcurren 12 años desde la corta de los ejemplares hasta que

se observa una regeneración natural satisfactoria (Barbour *et al.* 1998).

Dado que la facilitación en condiciones de alta montaña está íntimamente relacionada con la atenuación de los valores extremos de variables abióticas (temperatura, luz, disponibilidad hídrica, efecto abrasivo del viento, peso de la nieve, etc.), la capacidad de un ejemplar de comportarse como benefactor o beneficiario dependen de su porte y por ello de su estado de desarrollo. Es decir, el momento en el que el ejemplar joven requiere una mayor protección por parte de otros ejemplares de la comunidad es cuando emerge por encima de la cubierta nival, y de forma complementaria el momento en que el ejemplar desempeña un más eficiente papel protector es cuando adquiere el porte adulto (Callaway 1998). En éste contexto cabe preguntar:

¿Son los efectos positivos de las plantas vecinas debidos simplemente a la alteración del ambiente físico, fenómeno que puede ser emulado por objetos inanimados como rocas, troncos o mallas de sombreo, o por el contrario, el fenómeno de la facilitación es únicamente inducido por especies vegetales concretas, en cuyo caso determinadas especies producen efectos positivos significativamente más acusados que otras con una morfología semejante?

Si bien en algunos casos, como el mencionado anteriormente de *Lesquerella carinata*, el beneficiario se distribuye bajo sus benefactores en función de la densidad de estos, sin que se aprecie una dependencia específica, sin embargo, la mayor parte de los benefactores identificados hasta la actualidad tales como: vegetales oxigenadores del suelo, atractores de polinizadores, elevadores de aguas subterráneas, son especies vegetales concretas (Callaway & Pugnaire 1999). Callaway & Pugnaire (1999) concluyen que así como los beneficiarios suelen ser muchos (no se limitan a una única especie), los benefactores suelen ser sólo un reducido número de especies muy concretas.

Conclusiones y propuestas

A la luz de las hipótesis y evidencias presentadas, cabe concluir que:

1. Las poblaciones de vegetales leñosos que habitan en las proximidades del límite de bosque presumiblemente pertenecen a ecotipos diferenciados de las poblaciones de cotas inferiores. Entre las características de estas poblaciones cabe esperar que presenten una reducida variabilidad genética y que estén integradas por individuos longevos de limitada plasticidad fenotípica, al menos en lo relativo a su respuesta frente al ambiente lumínico. Todas estas características subrayan la importancia de la correc-



ta selección del origen del material reproductivo a la hora de diseñar la reforestación, en contraposición a la práctica habitual de utilizar mezclas de semillas de orígenes heterogéneos desde el punto de vista ecológico con el fin de asegurar la germinación de al menos una fracción de las mismas.

2. La alta frecuencia de fenómenos de facilitación observada en ambientes de alta montaña a lo ancho de toda la geografía del planeta, diferencialmente superior a la interferencia o competencia entre poblaciones y diferencialmente superior a la frecuencia observada en cotas inferiores, evidencia la necesidad de conocer qué especies actúan como benefactoras facilitando el asentamiento de las demás. Así como subraya el interés de caracterizar los mecanismos implicados con el fin de evaluar en qué medida pueden ser emulados por soportes inertes que optimicen la implantación de una cubierta vegetal o alternativamente deben diseñarse siembras y plantaciones en una secuencia temporal y un patrón espacial determinados.

En consecuencia las propuestas que derivan de estas conclusiones serían:

1. A corto plazo, con el fin de facilitar el diseño de un proyecto adecuado de revegetación de estos espacios singulares, sería conveniente analizar el cambio en los patrones espaciales de distribución de especies seleccionadas a lo largo de gradientes altitudinales con el fin de identificar en un corto periodo de tiempo las interacciones positivas entre especies en las proximidades del límite de bosque.
2. A largo plazo, sin menoscabo de la investigación básica encaminada a la realización de catálogos e inventarios de especies y comunidades, debe promoverse el estudio de estos ecosistemas singulares desde la perspectiva de la ecología funcional que permita contrastar la relevancia en este entorno singular de las hipótesis planteadas sobre la plasticidad fenotípica y variabilidad genética con el fin de servir de referente para la gestión y conservación de estos parajes.

Referencias bibliográficas

- ARSUAGA J.L., MARTÍNEZ I., GRACIA A., CARRETERO J.M., & CARBONELL E. 1993. Three new human skulls from the Sima de los Huesos Middle Pleistocene site in Sierra de Atapuerca, Spain. *Nature* 362: 534-537.
- BALAGUER L., MARTÍNEZ-FERRI E., VALLADARES F., PÉREZ-CORONA E., BAQUEDANO F. J., CASTILLO F. J. & MANRIQUE E. 2000. Population divergence in the plasticity of the response of *Quercus coccifera* to the light environment. Enviado.
- BARBERO M., LOISEL R. & QUÉZEL P. 1992. Biogeography, ecology and history of Mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio* 99-100: 19-34.
- BARBOUR M.G., FERNAU R.F., BENAYAS J.M.R., JURJAVCIC N. & ROYCE E.B. 1998. Tree regeneration following clearcut logging in red fir forests of California. *Forest Ecology and Management* 104: 101-111.
- CALLAWAY R.M. 1998. Competition and facilitation on elevational gradients in subalpine forest of the northern Rocky Mts., USA. *Oikos* 82: 561-563.
- CALLAWAY R.M. & PUGNAIRE, F.I. 1999. Facilitation in plant communities. In PUGNAIRE F.I. & VALLADARES F. (Eds.), *Handbook of functional plant ecology*: 623-648. Marcel Dekker, Nueva York.
- COSTA M., MORLA C. & SAINZ H. 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta, Barcelona, 572 p.
- GARCÍA D., ZAMORA R., HÓDAR J. A. & GÓMEZ J. M. 1999. Age structure of *Juniperus communis* L. in the Iberian peninsula: Conservation of remnant populations in Mediterranean mountains. *Biological Conservation* 87: 215-220.
- HERRERA C. M. 1992. Historical effects and sorting processes as explanations for contemporary ecological patterns: character syndromes in Mediterranean woody plants. *The American Naturalist* 140: 421-446.
- HOBBS R.J., RICHARDSON D.M. & DAVIS G.W. 1995. Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In DAVIS G.W. & RICHARDSON D.M. (Eds.), *Mediterranean-type ecosystems. The function of biodiversity*: 1-42. Springer-Verlag, Berlín.
- JOFFRE R., RAMBAL S. & DAMESIN C. 1999. Functional attributes in mediterranean-type ecosystems. In PUGNAIRE F.I. & VALLADARES F. (Eds.), *Handbook of functional plant ecology*: 347-380. Marcel Dekker, Nueva York.
- KIKVIDZE Z. & NAKHUTSRISHVILI G. 1998. Facilitation in subnival vegetation patches. *Journal of Vegetation Science* 9: 261-264.



- LARSON D. W., MATTHES U., GERRATH J. A., GERRATH J. M., NEKOLA J. C., WALKER G. L., POREMBSKI S., CHARLTON A. & LARSON N. W. K. 1999. Ancient stunted trees on cliffs. *Nature* 398: 382-383.
- LINHART Y. B. & GRANT M. C. 1996. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 237-277.
- LORTIE C. & AARSEN L. W. 1996. The specialization hypothesis for phenotypic plasticity in plants. *International Journal of Plant Science* 157: 484-487.
- MEDAIL F. & VERLAQUE R. 1997. Ecological characteristics and rarity of endemic plants from Southeast France and Corsica: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 80: 269-281.
- NAVEH Z. & WHITTAKER R.H. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other mediterranean areas. *Vegetatio* 41: 171-190.
- NUÑEZ C.I., AIZEN M.A. & EZCURRA C. 1999. Species associations and nurse plant effects in patches of high-Andean vegetation. *Journal of Vegetation Science* 10: 357-364.
- OLEKSYN J., MODRZYNSKI J., TJOELKER M. G., ZYTKOWIAK R., REICH P. B. & KAROLEWSKI P. 1998. Growth and physiology of *Picea abies* populations from elevational transects: common garden evidence for altitudinal ecotypes and cold adaptation. *Functional Ecology* 12: 573-590.
- PAUSAS J. G. 1999. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140: 27-39.
- PIGLIUCCI M. 1996. How organisms respond to environmental changes: from phenotypes to molecules (and vice versa). *Trends in Ecology and Evolution* 11: 168-173.
- QUÉZEL P. 1985. Definition of the Mediterranean region and origin of its flora. In GÓMEZ-CAMPOS C. (Ed.), *Plant conservation in the Mediterranean area*: 9-24. Junk, Dordrecht.
- SKALOVA H., KRAHULEC F., DURING H.J., HADINCOVA V., PECHACKOVA S. & HERBEN T. 1999. Grassland canopy composition and spatial heterogeneity in the light quality. *Plant Ecology* 143: 129-139.
- SPITZE K. & SADLER T. D. 1996. Evolution of generalist genotype: multivariate analysis of the adaptiveness of phenotypic plasticity. *The American Naturalist* 148: S108-S123.
- SUC J.-P. 1984. Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 429-432.
- SULTAN S. E. 1996. Phenotypic plasticity for offspring traits in *Polygonum persicaria*. *Ecology* 77: 1791-1807.
- TRABAUD L.V. 1984. Man and fire: impacts on mediterranean vegetation. In di CASTRI F., GOODALL D.W. & SPECHT R.L. (Eds.), *Mediterranean type shrublands. Ecosystems of the world* 11: 523-537. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- URBANSKA K.M., ERDT S. & FATTORINI M. 1998. Seed rain in natural grassland and adjacent ski run in the Swiss Alps: A preliminary report. *Restoration Ecology* 6: 159-165.



EXPERIENCIAS DE RESTAURACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

FRANCISCO JAVIER CANO-MANUEL LEÓN

*Parque Nacional de Sierra Nevada
Ctra. Antigua de la Sierra Km. 7
18191 Pinos Genil (Granada)
pn.snevada.nacs@cma.junta-andalucia.es*

RESUMEN

En el Parque Nacional de Doñana se realiza una intensa actividad gestora. La protección y conservación de los ecosistemas, intervenidos ancestralmente por la acción del hombre, obliga en ocasiones a realizar actuaciones intensas de restauración. La experiencia acumulada y años de seguimiento, permiten conocer datos y extraer conclusiones sobre la efectividad de las medidas aplicadas. En ocasiones hay que realizar ajustes y actualizar métodos. Se pasa revisión a bases y metodologías y se presentan experiencias de restauración de sistemas lagunares y áreas ocupadas por plantaciones de eucaliptos.

Algunas consideraciones teóricas

El objetivo de la restauración ecológica es devolver a los sistemas ecológicos intervenidos aquella naturalidad primitiva que por algún motivo se ha perdido o deteriorado, todo ello dentro de una coherencia ecológica y territorial. Cuando se habla de restauración en áreas protegidas europeas, es necesario desvincular estos espacios de la idea de territorios vírgenes sin interferencia humana. Posteriormente hay que situarlos dentro de un contexto territorial, con profundas relaciones culturales e históricas. Así pueden entenderse los valores naturales de un espacio y la complejidad y significado de las relaciones ecológicas presentes.

Varios autores definen la restauración ecológica como el conjunto de actividades de gestión cuyo fin es el incremento de la diversidad de especies o productividad de determinados hábitats. La degradación de un sistema natural se produce al quedar interferidas o rotas algunas de las relaciones ecológicas que permiten su funcionamiento. Estas interferencias pueden ser de muy distinta naturaleza y condicionan el resultado del proceso restaurador. Es habitual considerar que eliminando las causas que producen la alteración en el eco-

sistema, éste recuperará de forma espontánea su naturalidad primitiva. Sin embargo, en ecosistemas intervenidos en largos procesos históricos, el modelo de consecución espontánea de la naturalidad primitiva es poco realista y es preciso en múltiples ocasiones aplicar medidas de restauración.

Generalmente, en los procesos de restauración, los gestores de los espacios intervienen de una forma determinista. Muy común es gestionar biotopos adoptando medidas que favorezcan el hábitat de determinadas especies muy amenazadas (lince y águila imperial en Doñana). Actuar en favor de especies emblemáticas suele traer buenos resultados para todo el ecosistema, favoreciendo mecanismos de organización internos. Sin embargo resulta más conveniente adoptar un enfoque más general, potenciando aquellas iniciativas que permitan dotar al ecosistema sobre el que se actúa, de un mayor número de recursos y mecanismos ecológicos.

La gestión real desde este enfoque es mucho más complicada, existiendo a menudo importantes limitaciones, incluso pueden aparecer factores que la hacen inviable técnica o económicamente.



Es necesario reconocer que las intervenciones humanas a favor de la biodiversidad son limitadas. El conocimiento histórico y de la propia dinámica de los ecosistemas constituyen, en múltiples ocasiones, un obstáculo difícil de superar. Los resultados también son difíciles de garantizar y únicamente a través del control y seguimiento del proceso es posible ir constatando la efectividad de las acciones restauradoras emprendidas.

Un esquema metodológico de actuación

El buen hacer en la gestión restauradora exige un proceso metodológico progresivo que permita valorar en su justa medida los problemas existentes. Igualmente debe ser capaz de detectar las causas y los efectos no deseados que se producen sobre el conjunto de factores presentes. Este proceso de análisis será clave para determinar los problemas existentes, permitiendo extraer unas conclusiones, que con el mayor grado de objetividad posible, informen sobre la importancia real de cada uno de ellos. Este proceso servirá para proponer primero, y seleccionar después, aquellas alternativas de actuación con las que conseguir una restauración más efectiva.

El análisis y diagnóstico del área a restaurar requiere una interpretación de la situación actual y una retrospectiva histórica de su funcionamiento natural. Resulta muy práctico considerar los siguientes aspectos:

- Las fluctuaciones y cambios son inherentes a la dinámica de los ecosistemas.
- Las intervenciones tradicionales humanas deben considerarse integradas dentro de la dinámica natural del ecosistema, siempre que se consideren compatibles y susceptibles de continuar.

Las soluciones se plantearán en función de las necesidades existentes y de los recursos disponibles. La viabilidad de ejecución de cada actuación, la valoración de los efectos esperados y el grado de consecución de los objetivos buscados serán los criterios básicos que determinen la prioridad de las mismas. Estas soluciones obedecerán a un modelo de restauración que es preciso definir. Todo ello se materializará en una operativa que desarrolle específicamente cada actuación, una programación temporal y económica y el diseño del programa de control y seguimiento.

Experiencias de restauración

El ecosistema y su funcionamiento natural

El arenal estabilizado constituye una de las grandes unidades ambientales de Doñana. Los denominados cotos han sido desde tiempos históricos unos territorios

ligados a la presencia humana. Así, desde que en 1.262 el Rey Alfonso X constituye en Cazadero Real el arroyo de las Rocinas, hasta la actualidad, el territorio de Doñana se ha caracterizado por un uso antrópico continuado, más o menos intenso, según las circunstancias de la época.

El uso forestal y cinegético se ha mantenido a lo largo de los siglos. Carboneo, extracción de leñas y piña, apicultura y ganadería son otros aprovechamientos que han ido variando en intensidad, y que actualmente se mantienen dentro del parque por su carácter tradicional. Estas y otras actividades tradicionales de aprovechamiento de los recursos naturales han modelado paisajes, han seleccionado cubiertas vegetales y han modificado ecosistemas hasta dónde su propio funcionamiento lo permitía (figura 1).

En el seno del arenal aparecen diferentes ecosistemas fuertemente relacionados y dependientes básicamente del acuífero subyacente.

- *Lagunas fluctuantes y criptohumedales*: Son depresiones del terreno en dónde los niveles saturados del acuífero aparecen en superficie durante los inviernos húmedos, produciendo inundaciones muy someras. En épocas secas éstos niveles descienden no manifestándose lámina libre de agua. Los niveles de humedad se encuentran próximos a la superficie y son explotados por las raíces de la vegetación. Son pues, sistemas fluctuantes que acusan gran estacionalidad, constituyendo enclaves húmedos dentro del arenal seco.
- *Arroyos*: Son elementos encargados de recoger aguas no infiltradas y que en sus tramos finales manifiestan descargas lineales de flujos profundos, dando lugar a encharcamientos permanentes que favorecen la existencia de bosques galería.
- *Arenal seco*: Constituye el conjunto dónde aparecen las singularidades anteriores. Formado por arenas silíceas secas, absolutamente permeables, y dónde no se dan las condiciones de hidromorfia de los casos anteriores.

Los problemas: el deterioro

La transformación en regadío de buena parte del entorno del Parque Nacional supuso la lícita aspiración de mejora económica de los agricultores del entorno del parque, sin embargo el sistema acuífero 27 se iba gastando. Las lluvias y los retornos de riego no eran suficientes para contrarrestar unas extracciones cada vez mayores. Ecosistemas de gran valor por su riqueza biológica como lagunas y arroyos manifestaban un deterioro cada vez mayor, disminuyendo las surgencias naturales de agua subterránea. Los períodos de inunda-



ción eran menores y se aceleraba su degradación. Muchos vasos lagunares fueron repoblados con eucaliptos produciéndose una homogeneización y simplificación. Las manifestaciones vegetales características de estas áreas empezaban a degradarse y eran sustituidas por especies de carácter más xerófilo. Paralelamente la transformación forestal sufrida por muchos terrenos ha sido también la causa de graves impactos. Los eucaliptos fueron plantados en varias fincas del norte del Parque Nacional, ocupando biotopos que contaban con una vegetación característica que lograron desplazar merced a su estabilidad y capacidad de supervivencia. La degradación del medio provocada por los eucaliptos era notable en todos los aspectos. Ocupación física del biotopo, acciones alelopáticas sobre la vegetación natural y bombeos de grandes cantidades de agua eran los principales impactos causados.

Para corroborar todo lo dicho basta hacer referencia a Custodio (1.992) cuando afirmaba que *“las extracciones de agua subterránea más las de las plantaciones forestales (eucaliptos) suponen una detracción muy importante en los aportes naturales de agua subterránea a los ecotonos, cuyos efectos se están acrecentando y se irán manifestando de forma diferida, a menos que se controlen y reduzcan esas extracciones”*, o a García Novo (1.992) cuando afirmaba *“el consumo de agua en los regadíos compite directamente con el consumo de agua en los ecosistemas del Parque Nacional. La extracción de agua del acuífero implica la reducción en los volúmenes que alimentan las lagunas, depresiones y veras.”*

La gestión restauradora

Dentro del marco global definido, la gestión restauradora sobrepasa ampliamente los límites del espacio protegido. La sustitución de regadíos por cultivos de secano o por uso forestal, la optimización de los sistemas de riego y la limitación de nuevas extracciones, son las únicas herramientas útiles para conseguir el objetivo buscado. Con una perspectiva más focalizada en el ámbito territorial del espacio protegido, la erradicación de eucaliptales y las medidas de recuperación de complejos lagunares, arroyos y formaciones vegetales naturales, son medidas de restauración de gran efectividad.

En 1.984 surge el Decreto 357 que modifica el Plan General de Transformación en Regadío Almonte-Marismas para hacerlo compatible con Doñana. Quedaron así desafectadas, y por lo tanto suspendidas de transformación, amplias áreas del entorno más próximo del Parque Nacional. Posteriormente, ya en los 90, el Dictamen de la Comisión de Expertos sobre el Desarrollo Sostenible en el Entorno de Doñana recomienda el traslado de explotaciones agrarias del entorno próximo del parque, actuaciones éstas que se han

ido realizando paulatinamente durante toda la década con fórmulas de permuta de tierras y traslado de colonos.

La eliminación de las plantaciones de eucaliptos y restauración de vasos lagunares

La eliminación de eucaliptales en el Parque Nacional de Doñana se inició en 1.989, con la transformación de las primeras 200 hectáreas de eucalipto situadas en el sector más noroccidental del Parque. Entre 1.989 y 1.998 la Administración del Parque compró o expropió la totalidad de territorios plantados de eucaliptos sobre los que no existía disponibilidad de terrenos para ejecutar las obras necesarias (unas 1.700 hectáreas). En otros casos se llegó a acuerdo con los propietarios para su eliminación.

La eliminación de eucaliptos se planificó dentro de un marco espacial y temporal amplio que fuera capaz de asumir todas las actuaciones precisas y producir resultados satisfactorios. Se realizó un amplio proceso de planificación que abarcó todos aquellos aspectos que afectaban, o eran afectados, por los trabajos. Se efectuó el análisis de los impactos que pudieran derivarse de las actividades de erradicación del eucaliptal, con el objetivo de contar con aquellas alternativas y metodologías de trabajo óptimas desde el punto de vista ambiental. Igualmente se diseñó un programa de seguimiento y control, dotado de una evaluación continuada del Plan.

La labor de desarbolado es sencilla en el caso de especies sin las características de los eucaliptos; en este caso, el continuo rebrote de cepa, la potencia y agresividad de los sistemas radicales y la difícil descomposición de sus residuos implicaba utilizar métodos que pueden denominarse contundentes. Se rechazaron métodos que empleaban fitocidas, con explosivos e incluso biológicos por motivos muy diferentes, adoptándose métodos selectivos y puntuales de arranque mecánico.

Se analizaron las distintas posibilidades de la maquinaria disponible en el mercado y se diseñaron los ciclos de trabajo, los trenes de rodaje, las potencias de los motores, la longitud de los brazos e incluso se fabricaron implementos específicos de arranque de tocones. Se valoraron y declararon admisibles las repercusiones del uso de maquinaria pesada en la calidad del aire, ruidos, suelo, vegetación, fauna y paisaje. Se estableció igualmente un amplio condicionado general sobre corta y extracción de madera, quema y eliminación de residuos. No se detectó ningún impacto residual.

El proceso de eliminación de eucaliptos y apoyo a la revegetación se estructura de la siguiente forma:



Fase I: Corta y aprovechamiento del vuelo. Verano-otoño-invierno. Año 1.

Fase II: Arranque de cepas. Verano-otoño-invierno. Año 1 (figura 2).

Fase III: Amontonado y quema de restos. Otoño-invierno. Año 2 (figuras 3 y 4).

Fase IV: Apoyo a la regeneración natural. Siembras y plantaciones. Invierno Año 3.

Entre el condicionado de carácter ambiental cabe destacar las siguientes medidas aplicadas:

1. Se paralizaron los trabajos en épocas de cría y reproducción de especies silvestres entre los meses de enero y junio.
2. Los movimientos de maquinaria y personal se restringía a zonas definidas.
3. Se seleccionan trenes de rodaje de cadenas de teja ancha, en función de su baja capacidad de compactación de suelo y el escaso efecto sobre la vegetación herbácea y arbustiva que pudiera existir.
4. Se diseña espacialmente el arranque a modo de "tablero de ajedrez", con superficies continuas no superiores a 10 hectáreas. Se evitan así efectos de erosión eólica sobre arenas sueltas.
5. Se definen zonas poco sensibles, moderadamente sensibles y muy sensibles a efecto de destocado y quema de restos. En éstas últimas, coincidentes con las lagunas, se prohíben las quemas de restos para evitar efectos sobre turberas y banco de semillas.

El resultado de aplicación de estas medidas condiciona los métodos de trabajo y por lo tanto se incrementan ligeramente los costes de actuación previstos, y que varían finalmente entre 90.000 y 150.000 pesetas por hectárea restaurada.

Los resultados de este plan son plenamente satisfactorios. La vegetación natural reacciona favorablemente con las nuevas condiciones de luz y de humedad edáfica. Los territorios cambian radicalmente de aspecto y nuevas especies van apareciendo de forma prácticamente inmediata sin aplicación de ninguna técnica adicional (figura 5).

En enclaves especialmente dañados (aquellos con más de 700 cepas/hectárea) se realizan acciones de apoyo a la regeneración natural, favoreciendo las condiciones para la germinación de semillas y rebrotes de otras a través de acotamientos a los herbívoros e incluso plantaciones y siembras. Estas actuaciones se planifican por un período quinquenal.

En cinco años completos tras la finalización de los trabajos de arranque y quema de restos, se da por terminada la que se ha denominado 1ª fase de restauración. Es decir, en 8 años se ha pasado de un eucaliptal a una situación de monte mediterráneo o Cotos con una

estabilidad ya garantizada (figura 6). El seguimiento ha manifestado que los niveles de cobertura del suelo y desarrollo del monte son suficientes para que no sean posibles degradaciones ni retrocesos en el proceso de maduración del nuevo ecosistema (erosión, etc.). Pasada esta 1ª fase, se amplía el proceso de seguimiento a efectos de comprobar que las mejoras en biodiversidad se están produciendo. Entre éstas cabe destacar el control de los niveles piezométricos, censos de especies silvestres y seguimiento de especies amenazadas. Se extreman las medidas de protección contra incendios y se realizan actuaciones de gestión muy variadas en función de las circunstancias; así cabe destacar la instalación de estructuras de nidificación y trasplante de árboles con objeto de cubrir la escasez de estructuras elevadas.

Los sistemas lagunosos asentados en el arenal estabilizado sufrieron intensamente el conjunto de efectos provocados por el descenso generalizados de los niveles saturados de humedad en el suelo descritos con anterioridad. Muchas de las lagunas fueron además plantadas con *Eucalyptus camaldulensis*, del que es conocida su avidez por el agua. El resultado es que algunas lagunas se llegaron a degradar hasta un límite casi irrecuperable. Incluso en algunos casos, las pequeñas depresiones topográficas que significaban sus vasos, se perdieron con movimientos superficiales de arena provocados en las repoblaciones y erosiones locales.

La eliminación de eucaliptos en todo el área ha producido unos incrementos, tanto en la cota del nivel saturado medio anual, como en el tiempo de permanencia de aguas libres en superficie, pudiéndose reconocer nuevamente aquellas lagunas más someras casi desaparecidas. Estas áreas fueron clasificadas como "Muy sensibles" y sometidas a un proceso de actuación extremadamente cuidadoso que evitara alterar bordes y fondos de cubeta. Se extrajeron las cepas de los eucaliptos y raíces con capacidad de rebrote. Se limpiaron de restos y se cerraron para evitar pisoteo y efectos de herbívoros.

Los propios ciclos de inundación natural fueron proporcionando las condiciones óptimas para el desarrollo de las macrófitos y vegetación de borde. Se apoyó la reconstrucción de las catenas de vegetación con repoblaciones de matorral y especies arbóreas.

El resultado del seguimiento ha manifestado que las formas vivas resistentes habían permanecido latentes durante años. Los índices de diversidad, emanados de los inventarios periódicos que comenzaron a realizarse, crecieron de una forma sorprendente en el momento que se dieron las condiciones favorables.



En definitiva, las actuaciones restauradoras en un espacio protegido son parte esencial de la gestión conservadora, debiendo estar ligadas y coordinadas con el resto de actividades que se realicen en el espacio. El conocimiento histórico de las actuaciones humanas sobre el medio y del funcionamiento natural del ecosistema es esencial para establecer un plan de actuación

restaurador. Deben asumirse las limitaciones existentes y no sobrepasarse la capacidad de ecosistema para admitir esa intervención, si es que es conocida. En caso de no conocerse, es preferible actuar en etapas cortas y basar la continuidad del proceso en los datos que proporcione el seguimiento. En cualquier caso debemos definir el modelo al que queremos optar.

Referencias bibliográficas

- CANO-M, F.J. 1993. *Estudio de viabilidad y planificación de la erradicación de los eucaliptales del Parque Nacional de Doñana*. Huelva.
- COMISIÓN INTERNACIONAL DE EXPERTOS SOBRE EL DESARROLLO DEL ENTORNO DE DOÑANA. 1992. *Dictamen sobre estrategias para el desarrollo socioeconómico sostenible del entorno de Doñana*. Sevilla.
- CUSTODIO, E. 1992. *Comportamiento y papel de las aguas subterráneas en Doñana: consecuencia de las extracciones*. Universidad Hispanoamericana Santa María de la Rábida. Palos de la Frontera. Huelva.
- GARCÍA NOVO, F., DÍAZ BARRADO M., GALLEGO J., MUÑOZ J.C., ZUNZUNEGUI M., ALÉS E. 1992. *Cartografía ecológica de Doñana y su entorno*. Documento anexo al Dictamen sobre estrategias para el desarrollo socioeconómico sostenible del entorno de Doñana. Sevilla.
- GRANADOS CORONA M. 1987. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.





Figura 1. El Parque Nacional de Doñana



Figura 2. Trabajos de arranque de tocones de eucalipto



Figura 3. Cepas arrancadas y secas, listas para amontonar y quemar.





Figura 4. Laguna Acebuche. Montones listos para quemar.



Figura 5. Laguna Acebuche. Area limpia de restos de eucaliptos.



Figura 6. Laguna Acebuche. Aspecto final



EVALUACIÓN DE HIDROSIEMBRAS REALIZADAS EN TALUDES DE CARRETERAS DEL NOROESTE DE NAVARRA

RICARDO IBÁÑEZ GASTÓN

*Departamento de Botánica
Facultad de Ciencias
Universidad de Navarra
31080 Pamplona, España.*

Las carreteras: impactos originados y su restauración

Como resultado de los movimientos de tierras que tienen lugar en las obras de construcción o mejora de las carreteras se originan una serie de alteraciones o impactos sobre el medio ambiente: destrucción y compactación de los suelos, aumento de la erosión, degradación y destrucción de la vegetación, etc. (M.O.P.T., 1989). Estos impactos son especialmente intensos en los taludes de carreteras debido a sus superficies inclinadas y desprovistas inicialmente de vegetación. Atendiendo al origen de los *taludes* distinguimos dos tipos, taludes de desmonte y taludes de terraplén, según se hayan originado por eliminación o aporte de materiales respectivamente.

A pesar de las medidas preventivas que se puedan adoptar, en los taludes de las carreteras se generan finalmente una serie de impactos, siendo conveniente y necesario actuar sobre ellos mediante acciones restauradoras. La razón de esta necesidad viene dada por el hecho de que la restauración, mediante procesos únicamente naturales, tardaría mucho tiempo en producirse, en muchos casos podríamos hablar de décadas o siglos. Sin embargo, esta escala de tiempo tan amplia está originada por problemas específicos que, una vez identificados, pueden ser resueltos mediante intervenciones artificiales. Estas intervenciones serán tanto más exitosas cuanto más se aproximen o copien los procesos naturales. La esencia de la *restauración ecológica* o *ecología de la restauración* reside, precisamente, en estos procesos de identificación e intervención (Jordan *et al.*, 1987; Berger, 1990; Dobson *et al.*, 1997).

Para corregir o restaurar los impactos originados en los taludes de carreteras, se aplican, cada vez con mayor frecuencia, una serie de medidas correctoras. Los objetivos básicos perseguidos en la restauración de

estos taludes suelen estar enfocados hacia la integración paisajística del terreno alterado, el control de la erosión y la aceleración en la recuperación de los hábitats alterados.

En cuanto a las medidas correctoras de los impactos originados en taludes de carreteras, cabe destacar la restauración vegetal mediante técnicas de revegetación. El carácter inclinado de estas superficies dificulta la restauración de la vegetación, en algunos casos de forma importante. A pesar de ello, en muchos taludes de carreteras la *hidrosiembra* es una técnica de revegetación que da muy buenos resultados, permitiendo una rápida colonización que no se consigue con otras técnicas (Rodés, 1991). Esta técnica consiste básicamente en proyectar una mezcla de semillas sobre el talud con la ayuda de un medio acuoso. La mezcla de hidrosiembra es proyectada por un camión-cisterna provisto de una bomba hidráulica con manguera de maniobra que permite dirigir el chorro a presión sobre la superficie de los taludes.

Criterios para la evaluación de la revegetación

Durante los últimos años hemos trabajado en el Departamento de Botánica de la Universidad de Navarra en la línea de evaluar diversas labores de revegetación realizadas en taludes de carretera de las zonas Norte y Centro de Navarra (Ibáñez, 1996, 1998). Puede resultar muy subjetivo determinar el grado de éxito de las labores de revegetación aunque, indudablemente, este éxito dependerá del grado de cumplimiento de los objetivos propuestos. Al observar los cambios que tienen lugar en taludes de carretera recién hidrosiembrados, es frecuente observar cómo las hidrosiembras permiten la rápida instalación de una cubierta vegetal que ya alcanza por sí misma algunos objetivos de la restauración, como conseguir una cierta integración paisajística y el control de la erosión. No obstante, para alcan-



zar el objetivo de acelerar la recuperación del hábitat alterado parece obvio que deberemos dilatar en el tiempo nuestras observaciones, para así comprobar el grado de recuperación de la composición florística, estructura y dinámica natural.

Creemos que el estudio de la *sucesión* de los taludes puede ser una forma aceptable de determinar el grado de éxito de la revegetación (Ibáñez, 1998), entendiendo por sucesión el "conjunto de cambios más o menos dirigidos en la composición de especies de un determinado lugar a lo largo del tiempo" (Agnew *et al.*, 1993).

Según el punto de partida de la sucesión, se han reconocido tradicionalmente dos tipos: sucesión primaria y sucesión secundaria. La *sucesión primaria* ocurre sobre sustratos expuestos por primera vez y desprovistos de vida. Los cambios son lentos ya que la mayor parte de las diásporas deben alcanzar desde largas distancias los nuevos sustratos, que suelen presentar importantes deficiencias nutricionales. La *sucesión secundaria* generalmente tiene lugar en zonas provistas de diásporas donde se ha producido una perturbación sobre una comunidad más o menos estable. Este podría ser el caso de los terraplenes en el caso de que el material aportado contenga diásporas. El conjunto de éstas en los suelos recibe el nombre de "banco de diásporas".

Experiencias en taludes de carreteras del noroeste de Navarra:

A) Características ambientales de los taludes analizados; objetivos y diseño del estudio

Hemos realizado un estudio florístico para analizar los resultados de los trabajos de revegetación en taludes de carreteras del noroeste de Navarra. Los taludes se encuentran localizados en las variantes de las localidades de Irurtzun, Almandoz y Sunbilla. En Irurtzun y Sunbilla se han estudiado dos desmontes y dos terraplenes, siendo opuestas las orientaciones de cada tipo de talud. El periodo de tiempo analizado ha sido de tres años, coincidiendo con los primeros años tras la revegetación de los taludes. En Almandoz hemos estudiado un único desmonte durante tres años, a partir del séptimo año desde la restauración del talud.

A continuación resumimos la información de las características ambientales generales de las localidades de estudio que hemos recogido de la bibliografía: tipología bioclimática de Rivas-Martínez (1995, 1996, 1997); regímenes hídrico y térmico de los suelos atendiendo a los criterios de *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 1975); edafología (Universidad de Navarra, 1989, 1990, 1991); biogeografía según la tipología de Rivas-Martínez y sintetizada por Berastegi *et al.*

(1997); y series de vegetación (Loidi & Báscones, 1995).

Irurtzun se encuentra situado en el extremo oriental del corredor de La Barranca, al noroeste de Pamplona y en la vertiente de aguas mediterránea. Según la tipología bioclimática de Rivas-Martínez, presenta un bioclima Templado Oceánico Submediterráneo, con un termotipo Mesotemplado Superior y ombrotipo Húmedo. Los suelos presentan un régimen hídrico Xérico (cerca al Údico) y régimen térmico Mésico. El sustrato está formado por margas, desarrollándose sobre los taludes suelos iniciales de tipo Udorthents o Xerorthents. Biogeográficamente se sitúa en el subsector Navarro-Alavés de la provincia Cántabro-Atlántica y la vegetación es la propia de las series *Crataego laevigatae-Querceto roboris Sigmatum* y *Roso arvensis-Querceto humilis Sigmatum*.

Almandoz, por su parte, se localiza al sudoeste del valle del Baztán, al norte de la divisoria de aguas cántabro-mediterránea. Su bioclima es Templado Oceánico, con un termotipo Mesotemplado Inferior y ombrotipo Hiperhúmedo. El régimen hídrico de los suelos es Údico y el régimen térmico Mésico. Los suelos están desarrollados sobre ofitas y son de tipo Udorthent o Haplumbrept éntico en el caso de que sean suelos incipientes, como ocurre en los taludes de carreteras. Esta localidad queda incluida en el subsector Euskaldún oriental de la provincia Cántabro-Atlántica y las comunidades circundantes al talud estudiado se incluyen en la serie mesofítica del fresno *Polysticho setiferi-Fraxineto excelsioris Sigmatum*.

Por último, Sunbilla es una localidad situada en el valle del Bidasoa, en la vertiente de aguas cantábrica. Al igual que Almandoz, presenta un bioclima Templado Oceánico, con termotipo Mesotemplado Inferior y ombrotipo Hiperhúmedo. Los suelos presentan un régimen de humedad Údico y de temperaturas Térmico, aunque cercano al Mésico. El sustrato, formado por esquistos, da lugar a unos suelos pobres en bases, que son de tipo Udorthent en los suelos incipientes como los que se desarrollan sobre los taludes. Biogeográficamente, Sunbilla pertenece al subsector Euskaldún oriental de la provincia Cántabro-Atlántica. En las zonas bajas del valle se puede apreciar la siguiente geoserie altitudinal en la vegetación: comunidades de *Hyperico pulchri-Querceto roboris Sigmatum* en las zonas de ladera, de *Polysticho setiferi-Fraxineto excelsioris Sigmatum* en los fondos de valle y comunidades edafohigrófilas como el *Hyperico androsaemi-Alnetum glutinosae* asociadas a los márgenes de los cursos de agua.

A continuación resumimos algunos de los principales objetivos de nuestro estudio, que son:



- Conocer la flora de las etapas iniciales de la sucesión en los taludes de carretera estudiados.
- Determinar los principales factores ambientales asociados a la revegetación de los taludes.
- Describir el inicio del proceso de sucesión en dichos taludes.

Mediante la realización de inventarios mensuales de la flora de los taludes a lo largo de tres años consecutivos hemos conocido la flora de las etapas iniciales de la sucesión en estos taludes revegetados, lo cual hemos plasmado en un Catálogo florístico (Ibáñez, 1998).

Por otra parte, queríamos conocer los principales factores ambientales que afectan a la revegetación de estos taludes, haciendo especial énfasis en el comportamiento de la vegetación al inicio del proceso de sucesión. El análisis de los datos de los inventarios florísticos lo hemos efectuado mediante análisis de ordenación de tipo DCA (Detrended Correspondence Analysis; Hill & Gauch, 1980), lo que nos ha permitido establecer hipótesis sobre cuales son los principales factores ambientales que afectan a la revegetación.

B) Principales factores ambientales que afectan a la revegetación en el conjunto de los taludes estudiados

Las mayores diferencias en cuanto a composición florística derivan de las diferencias que hay entre las localidades de procedencia de los inventarios. Los inventarios de Irurtzun son claramente diferentes de los de Sunbilla y Almandoz, siendo estos últimos mucho más parecidos entre sí. No es extraño que esto suceda así, a tenor de las diferencias florísticas que podemos esperar entre áreas situadas en distintas unidades biogeográficas. Recordamos que tanto Almandoz como Sunbilla pertenecen al subsector biogeográfico Euskadún oriental mientras que Irurtzun pertenece al subsector Navarro-Alavés (Berastegi *et al.*, 1997).

A nivel del espectro corológico, las diferencias entre la localidad de Irurtzun por un lado, con las de Almandoz y Sunbilla por otro, se traducen en una proporción mayor y claramente correlacionada de táxones mediterráneos en Irurtzun y de elementos atlánticos y nórdicos en los taludes de Sunbilla-Almandoz, aunque estos últimos presenten una correlación menos intensa. A nuestro parecer, estas diferencias son lógicas teniendo en cuenta las diferencias biogeográficas de las localidades.

Vemos cómo es muy acusada la diferencia de táxones mediterráneos, pasando de un 25% de la flora acumulada en Irurtzun a sólo un 8% en Almandoz y Sunbilla (figura 1). Menos acusada es la variación del porcentaje de táxones atlánticos, los cuales varían entre el 7% de Irurtzun y el 8% y 13% de Almandoz y Sunbilla respectivamente. Tampoco es tan brusco el

cambio en la proporción de táxones nórdicos, ya que en Irurtzun suponen un 9% de la flora acumulada mientras que tanto en Almandoz como en Sunbilla suponen un 15%.

También son importantes las diferencias de composición florística que están asociadas al **tipo de talud**. Los inventarios de desmante quedan claramente diferenciados de los de terraplén, con la salvedad de que los inventarios del desmante de Almandoz son relativamente similares a los terraplenes de Sunbilla. Creemos que las diferencias que observamos entre desmontes y terraplenes son originadas principalmente por el diferente punto de partida de la sucesión en ambos tipos de talud. En los desmontes se parte de la roca madre puesta al descubierto en las obras de construcción de las carreteras, careciendo de banco de semillas o diásporas. Esto no ocurre en los terraplenes, ya que en ellos se han aportado materiales o incluso suelos almacenados durante las obras (tierras vegetales) que llevan consigo un banco de diásporas. El banco de diásporas afecta a la restauración facilitando la sucesión/regeneración vegetal, tal y como se ha observado en otros ambientes (Schott & Hamburg, 1997). De ahí la importancia de conservar los suelos retirados duran-

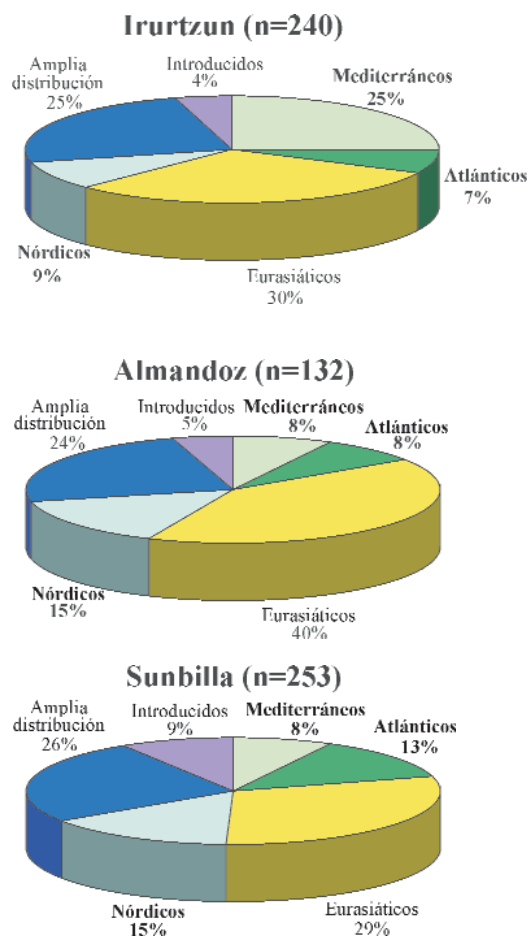


Figura 1. Espectros corológicos de la flora acumulada durante los 3 años en cada localidad



te las obras y utilizarlos en las labores de restauración (Serra de Renobales, 1990). En términos de sucesión, consideramos que la sucesión que acontece en los taludes de desmonte se puede asimilar a una sucesión primaria ya que se inicia sobre superficies en las que la perturbación (movimientos de tierras y destrucción de la vegetación) ha hecho desaparecer no sólo la vegetación sino también el suelo con su banco de diásporas. En los terraplenes, la perturbación es menos intensa ya que se mantiene el banco de diásporas (o al menos parte de él) lo que supone que el proceso de restauración sea asimilable a una sucesión secundaria.

Estas diferencias que interpretamos como ocasionadas por el tipo de talud se reflejan en una mayor riqueza florística en los terraplenes, lo cual está bien correlacionado. El diagrama de riqueza florística acumulada en los tres años del estudio también muestra esa clara diferencia que hay entre desmontes y terraplenes (figura 2). Mientras que en los desmontes estudiados aparecen 190 táxones, en los terraplenes este número casi se dobla, alcanzando los 376.

El *espectro corológico* también muestra diferencias con respecto al tipo de talud, diferencias que están bien correlacionadas. En primer lugar, se detecta una mayor proporción de táxones introducidos en los desmontes. Es ya conocida la relación entre la flora introducida y los ambientes perturbados (Lepart & Debussche, 1991; Campos & Herrera, 1997; Kotanen, 1997). Nuestros resultados indican cómo la flora exótica se introduce

más fácilmente en los taludes de desmonte, donde la perturbación es más intensa.

Observamos también una mayor proporción de táxones Eurasiáticos en los taludes de terraplén, fundamentalmente debido a los terraplenes de Sunbilla .

Vemos en estos espectros corológicos que no es mucha la diferencia de proporción de táxones introducidos y eurasiáticos en la flora acumulada de desmontes y terraplenes (figura 3). Sin embargo, lo que resulta interesante es cómo esas diferencias se muestran correlacionadas en el sentido que hemos indicado arriba.

A modo de conclusión queremos resaltar cómo en nuestro estudio, tras la revegetación, la sucesión de vegetación está fuertemente influenciada por la flora local, a pesar de que con el aporte de material vegetal se haya modificado dicho proceso de sucesión. Por lo tanto, a la hora de plantear cualquier trabajo de revegetación será de gran importancia tener en cuenta tanto la flora local como su estructura y dinámica natural.

Otro aspecto que también queda bien patente en nuestro estudio es la importancia que tiene el punto de partida del terreno a restaurar en la evolución de la vegetación, lo cual también parece ser un factor muy a tener en cuenta para cualquier trabajo de revegetación.

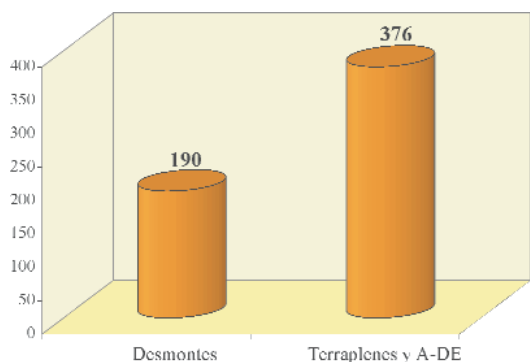


Figura 2: Riqueza florística acumulada durante los tres años en desmontes y terraplenes

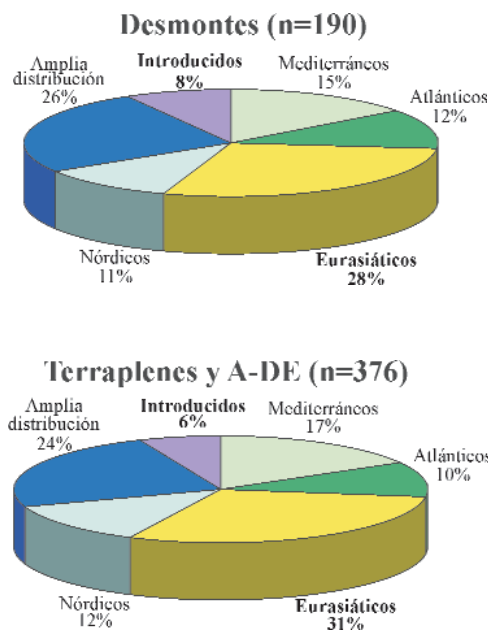


Figura 3: Espectros corológicos de la flora acumulada durante los tres años en desmontes y terraplenes



Referencias bibliográficas

- AGNEW, A.D.Q., COLLINS, S.L. & VAN DER MAAREL, E. 1993. Mechanisms and processes in vegetation dynamics: Introduction. *J. Veg. Sci.*, 4:146-148.
- BERAESTEGI, A., DARQUISTADE, A. & GARCÍA-MIJANGOS, I. 1997. Biogeografía de la España centro-septentrional. *Itinera Geobot.*, 10: 149-182.
- BERGER, J.J. 1990. Introduction. In: Berger, J.J. (ed.). *Environmental Restoration. Science and Strategies for Restoring the Earth*. Island Press. Washington. pp. XV-XXIV.
- CAMPOS, J.A. & HERRERA, M. 1997. La flora introducida en el País Vasco. *Itinera Geobot.*, 10: 235-255.
- DOBSON, A.P., BRADSHAW, A.D. & BAKER, A.J.M. 1997. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277: 515-522.
- HILL, M.O. & GAUCH, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.
- IBÁÑEZ, R., LÓPEZ, F., EDERRA, A. & RODÉS, D. 1996. Hidrosiembras en taludes de carreteras: éxito de la restauración a lo largo del tiempo. *Actas III Simposio Nacional sobre Carreteras y Medio Ambiente*: 731-740.
- IBÁÑEZ, R. 1998. *Estudio de la revegetación en taludes de carreteras. Experiencias en el noroeste de Navarra durante un periodo de tres años*. Tesis doctoral inédita. Universidad de Navarra. 941 pp.
- JORDAN III, W.R., GILPIN, M.E. & ABER, J.D. 1987. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Cambridge. 342 pp.
- KOTANEN, P.M. 1997. Effects of experimental soil disturbance on revegetation by natives and exotics in coastal Californian meadows. *J. Appl. Ecol.*, 34: 631-644.
- LEPART, J. & DEBUSSCHE, M. 1991. Invasions processes as related to succession and disturbance. In: GROVES, R.H. & DI CASTRI, F. (eds.) *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 159-177.
- LOIDI, J. & BÁSCONES, J.C. 1995. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de Navarra. E. 1:200.000*. Gobierno de Navarra. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. 99 pp.
- M.O.P.T. (ed.) 1989. *Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental. 1. Carreteras y Ferrocarriles*. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. M.O.P.T. Madrid. 165 pp.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1995. Clasificación bioclimática de la Tierra (Bioclimatical Classification System of the World). *Folia Botanica Matritensis*, 16: 1-25.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1996. Geobotánica y Bioclimatología. In: *Discursos pronunciados en el acto de investidura de doctor "honoris causa" del excelentísimo señor D. Salvador Rivas-Martínez*. Publ. Universidad de Granada. Granada. pp. 23-98.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1997. Syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North America, I. *Itinera Geobot.*, 10: 5-148.
- RODÉS, D. 1991. Corrección de impactos ambientales: Revegetación. *Comunicaciones de las 2^{as} Jornadas sobre: Restauración Paisajística del Medio Natural*: 109-144.
- SCHOTT, G.W. & HAMBURG, S.P. 1997. The seed rain and seed bank of an adjacent native tallgrass prairie and old field. *Can. J. Bot.*, 75: 1-7.
- SERRA DE RENOBALLES, T. 1990. Estudio de las acciones previas a la Restauración Vegetal. *Comunicaciones de las 1^{as} Jornadas sobre: Restauración paisajística del medio natural*. Col. Of. de Ing. Tec. Agríc. de Asturias. pp. 41-60.
- SOIL SURVEY STAFF 1975. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. USDA. Handbook N° 436. 754 pp.
- UNIVERSIDAD DE NAVARRA DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA. 1989, 1990, 1991. *Mapa de suelos de Navarra*. Hojas n°s 115-Gulina; 90-Sunbilla; 65-Vera de Bidasoa; 66- Maya del Baztán.



CRITERIOS GEOMORFOLÓGICOS Y CONSIDERACIONES DE LA DINÁMICA NATURAL EN LA RESTAURACIÓN DE ESPACIOS ALTERADOS

JOSÉ F. MARTÍN-DUQUE (1) Y MIGUEL A. SANZ SANTOS (2)

Departamento de Geodinámica
Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Complutense de Madrid
(1) josefco@eucmax.sim.ucm.es (2) massinfo@eucmax.sim.ucm.es

RESUMEN

La recuperación de espacios y ecosistemas alterados, variablemente transformados por la actividad humana, aparece como una práctica compleja, a menudo con pocas experiencias que sirven como modelo de aplicación. El objetivo de las restauraciones ambientales puede tener buenas intenciones, pero si éstas no se abordan desde una perspectiva integrada, y desde una comprensión de la dinámica natural y de sus escalas temporales de funcionamiento, sus resultados pueden ser decepcionantes. A través de un ejemplo, el artículo argumenta la conveniencia de utilizar criterios geomorfológicos (por ejemplo, en el diseño de reconstrucción de nuevos relieves y en la consideración de la dinámica de los procesos activos) en espacios sujetos a proyectos de restauración ambiental.

1. Introducción

Bajo la denominación de restauraciones ambientales, ecológicas o paisajísticas, se incluyen una gran variedad de actuaciones, las cuales abarcan desde superficies medias a grandes (reforestación de tierras agrarias, restauraciones hidrológico-forestales), hasta intervenciones más localizadas (restauraciones de terrenos afectados por obras públicas y minería, recuperación de entornos periurbanos degradados, entre otros). Un objetivo común a todas esas operaciones suele ser la creación/recuperación de la cubierta vegetal.

Sorprende conocer que en muchos de esos proyectos de restauración ambiental no se comience con las cuestiones más básicas posibles: ¿qué situación pretendemos ‘instaurar’ o ‘restaurar’? ¿A qué situación ecológica, ambiental, tipo de cubierta vegetal, tipo de suelo, etc., se quiere llegar? Dado el estado actual de transformación de los ecosistemas que pretendemos manejar, ¿es posible alcanzar dicha situación? ¿En cuánto tiempo? Empezar de esta manera sería muy útil, pues ayudaría a comprender muchas de las limitaciones existentes en este tipo de actuaciones.

Así, todavía es común creer que se pueden recuperar (con cierta facilidad, o en periodos de tiempo relativamente cortos) ecosistemas ‘originales’; es decir: la vegetación potencial o climática, los bosques ‘autóctonos’, etc. El deseo y la convicción de que es factible restaurar los bosques que se supone cubrieron una gran parte del territorio de la Península Ibérica está muy arraigada en determinados sectores de la opinión pública, en general, y en ambientalistas, políticos, gestores –incluso profesionales– en particular.

En este sentido es conveniente señalar varias cosas. Primero, que las investigaciones más recientes al respecto apuntan que no todos los ecosistemas originales de la península Ibérica eran bosques, sobre todo en los periodos más fríos del Cuaternario; en las condiciones climáticas del Holoceno, y supuesta una nula intervención antrópica, habrían sido los paisajes vegetales más comunes, pero en ningún caso exclusivos (Costa *et al.*, 1990; Suárez *et al.*, 1991). Segundo, que las condiciones ‘naturales’ (es decir, no influidas por la actividad humana), ‘climáticas’ o ‘potenciales’, son difíciles de conocer: son hipótesis, y por tanto están sujetas a interpretación (Goodrich, 1996). Es preciso tener presente además que la posibilidad de recuperar ecosistemas como los que suponemos existieron antes de su modi-



ficación por parte del hombre en los mismos lugares que hoy pretendemos restaurar, es, en la mayor parte de los casos, imposible. Ello es así por varios motivos; entre ellos: a) la vegetación actual es producto de una intensa y prolongada modificación debida a la acción humana, y por tanto los bancos de semillas correspondientes a esas situaciones ‘primigenias’ o ‘primitivas’, previas a la intervención humana, probablemente no existen en el momento presente; b) las características edáficas y la dinámica hidrológica han sufrido también una profunda transformación, sin que de nuevo tengamos patrones validos sobre ‘naturalidad’; c) las propias condiciones climáticas han variado, y están en permanente cambio (reforzado o no por la actividad humana). La posibilidad de revegetar puede estar limitada también por otros muchos factores, tales como la existencia de barreras naturales, una baja capacidad de dispersión de las semillas, ausencia de animales dispersadores, etc. En otros casos, como por ejemplo en obras públicas y minería, ha tenido lugar una profunda transformación del relieve, y tampoco es posible –en la práctica– restablecer la fisiografía original.

De tal manera que, más que ‘recuperar’ o ‘restaurar’ (*volver a poner una cosa en el estado que antes tenía, volver a estados previos*), lo único que podemos conseguir en la mayor parte de los espacios alterados o degradados en los que pretendemos actuar es ‘rehabilitar’, construyendo nuevos sistemas ecológicos, pero casi siempre distintos de los preexistentes.

Con todo, la intención de rehabilitar espacios degradados constituye por lo general un objetivo bien intencionado; sin embargo, los resultados no son siempre los deseados; incluso, pueden ser contraproducentes. En este contexto, el objetivo de recuperar bosques ‘a cualquier precio’, entre otros en el marco de la Política Agraria Comunitaria y mediante la reforestación de tierras (cultivadas o abandonadas), está favoreciendo actuaciones de muy dudoso rigor técnico y científico. Así: frecuentemente se realizan en zonas que llevan



Foto 1: Ejecución de proyectos de reforestación en laderas con pendientes entre el 40 y el 60 % y litologías fácilmente erosionables (arcosas). Torredondo (Segovia). Vista general

muchos años retiradas del cultivo, y que ya han iniciado un proceso natural de recuperación de los suelos y de la vegetación; el tipo de maquinaria empleada está destruyendo el suelo (delgado y frágil) existente en esos baldíos; con demasiada frecuencia se opera en zonas de pendiente muy elevada (fotos 1 y 2) de manera que las primeras tormentas importantes después de la actuación producen unas pérdidas de suelo desconocidas en esos mismos lugares hasta fechas anteriores a la reforestación, llegando incluso a inducir la formación de surcos, regueros y cárcavas.

2. La necesidad de un enfoque dinámico y temporal

Comprender la dinámica de los procesos que operan en la superficie terrestre, y considerar sus escalas temporales de funcionamiento –con mucha frecuencia no equiparables o comparables a la escala humana– puede ser determinante a la hora de abordar un proyecto de restauración ambiental. En primer lugar, es necesario tener en cuenta que los ecosistemas se encuentran en un estado de ‘desequilibrio dinámico’ casi permanente, y que los denominados estados clímax o climácicos son más hipotéticos que reales. Godfrey (2000, pag. 20) ha descrito esta situación, referida a ecosistemas forestales del oeste de Estados Unidos, de la siguiente manera: “Debido a modificaciones ambientales de distinto alcance temporal, los ecosistemas están siempre ‘reaccionando’ a eventos previos, y muy raramente están en equilibrio con las condiciones ambientales actuales. Las especies responden a esos cambios a una velocidad que es muy poco conocida, y que siempre es menor que la de los eventos que los desencadenan”. La alternancia dominante entre frondosas y coníferas en los bosques de la Península Ibérica como consecuencia de las variaciones climáticas correspondientes a periodos glaciares e interglaciares a lo largo del Cuaternario constituye otro ejemplo (Costa *et al.* 1990).



Foto 2: Ejecución de proyectos de reforestación en laderas con pendientes entre el 40 y el 60 % y litologías fácilmente erosionables (arcosas). Torredondo (Segovia). Detalle.

La estabilidad de la vegetación es pues relativa: hay cambios en su tipología (pastizal, matorral, etc.) y en la composición de especies de un mismo tipo en el tiempo. Cualquier ecosistema es dinámico y ese dinamismo es necesario para su autoorganización (regeneración o recuperación de su estructura original) o para su conservación (mantenimiento de su estructura) (Montalvo *et al.*, 1995). Por otro lado, la sucesión ecológica, influida por múltiples condicionantes, no siempre se dirige hacia las condiciones ‘climáticas’ supuestas. En España, por ejemplo, muchos matorrales que han sufrido incendios, con suelos empobrecidos, presentan una gran limitación para albergar a corto plazo una cubierta arbórea.

En este marco es necesario analizar el papel del hombre como factor ambiental que más ha condicionado (y que sigue condicionando) la dinámica de los ecosistemas en la Península Ibérica. La respuesta de esos sistemas a distintos modos de intervención es compleja (García Ruiz y Lasanta, 1994). Así, mientras en determinadas zonas el abandono de tierras agrarias implica un aumento en la escorrentía y en la producción de sedimentos, en muchas otras, la disminución de la presión agrícola y ganadera que se viene produciendo desde la década de 1960 está favoreciendo una recuperación importante y espontánea de la cubierta vegetal (foto 3).

3. Una aproximación integradora

En muchos casos, las restauraciones ambientales están demasiado centradas, bien en criterios estéticos, bien en la biodiversidad. La componente estética, aún siendo importante, no debería ser el criterio principal en la recuperación de espacios degradados. En cuanto a la biodiversidad, tampoco debería ser éste el único objetivo, máxime si ello impide la conservación de otros elementos físicos del ecosistema. Gonggrijp (1999) ha descrito como en Holanda, en nombre de la ‘renaturalización’ y de la creación de biodiversidad,



Foto 3. Recuperación natural de sabinas (*Juniperus thurifera*) en el piedemonte septentrional de la Sierra de Guadarrama.

han sido destruidos elementos de interés histórico-cultural y formaciones geomorfológicas singulares. Parece claro, pues, que este tipo de actuaciones se podrían abordar de forma más adecuada desde una perspectiva multidisciplinar.

4. Procesos geomorfológicos activos

Los procesos geológicos y geomorfológicos que han configurado una determinada forma de la superficie terrestre, y sobre todo los fenómenos que actualmente están activos en dicha porción de terreno, influyen de manera decisiva en la dinámica de la superficie terrestre: condicionan el funcionamiento (cambios a corto plazo, estacionales, estabilizaciones) y la estructura (horizontal, vertical, física, complejidad, composición, diversidad de especies, etc.) de los ecosistemas. La comprensión de esos procesos puede ser relevante para el resultado final de una actuación restauradora.

Muchos proyectos de restauración (ambiental, ecológica, hidrológico-forestal, etc.) fracasan precisamente por no considerar esa dinámica, no perceptible en periodos de tiempo reducidos. A escala de años, o decenas de años, los procesos geomorfológicos pueden aparecer como inactivos y por tanto imperceptibles (Schumm, 1991). Sin embargo, son fenómenos ‘latentes’, que contribuyen a ‘dirigir’ la evolución de los sistemas territoriales. En otros casos, a pesar de su actuación permanente, tampoco son ‘visibles’; por ejemplo, los procesos de meteorización química del sustrato sobre el que se desarrolla un suelo, de iluviación, etc., no son observables, y sin embargo condicionan la dinámica ecosistémica.

Así las cosas, es frecuente que muchos proyectos de restauración ambiental no estén en equilibrio con los procesos superficiales activos (erosivos, de sedimentación, meteorización, edáficos, etc.), y por tanto, o bien existe un mantenimiento indefinido, o bien tienden a evolucionar en un sentido distinto al deseado. Un ejemplo lo constituye la variación natural (de su geometría, vegetación, etc.) de muchos taludes restaurados, generalmente inestables para mantener el diseño inicial a largo plazo. Por ejemplo, en climas semiáridos y materiales no consolidados, los procesos de arroyada pluvial, en manto y concentrada, tenderán irremisiblemente a erosionar las partes culminantes de esos diseños, y a acumular los materiales erosionados (además de las semillas y los nutrientes) a su pie; en climas más húmedos, además de la aparición de surcos y regueros por arroyada, los procesos gravitacionales (deslizamiento, flujo y reptación) adquieren mayor importancia, de nuevo transportando materiales de las zonas culminantes hacia su base y configurando distintos perfiles (escarpe-talud, depresión-lengua, etc.). En materiales consolidados, los procesos geomorfológicos habituales



serán de tipo caída y desprendimiento (en pendientes elevadas), y deslizamientos traslacionales o en cuña, y reptación, en taludes menos empinados. En prácticamente todos los casos, la tendencia es a configurar perfiles convexos en las partes culminantes de las laderas y cóncavos en las basales (de micromorfología variable, en función del tipo de roca y el clima). En todo caso, conviene dejar claro que un enfoque geodinámico o ecosistémico no es siempre imprescindible; así, muchos taludes de obras públicas, más que rehabilitarlos hay que estabilizarlos. Sin embargo, enfocar dichas actuaciones desde el conocimiento de los procesos naturales que tendrán lugar en la superficie intervenida abarataría muchos costes y tendría más garantías de éxito, pues ayudaría a escoger la opción más adecuada.

5. Relación morfogénesis-edafoogénesis

Los procesos activos sobre el relieve de la superficie terrestre pueden tener una dominancia morfogenética o edafogenética. En el primer caso son preponderantes los fenómenos de erosión o sedimentación, causados por distintos agentes (agua, viento, hielo) y el desarrollo del suelo se ve dificultado por esa inestabilidad; en el segundo caso, la actividad geomorfológica está atenuada, y el proceso fundamental es el desarrollo del suelo. Erhart (1956) definió esos estados como ‘rexis-tasia’ y ‘biostasia’, respectivamente, y los caracterizó como fenómenos geológicos que han coexistido en los sistemas naturales a lo largo de su historia. A pesar de la escasa utilización de estos términos en el lenguaje científico actual, y de su definición para contextos espacio temporales distintos a los que aquí nos ocupan, su contenido y significado sí son extrapolables.

Es preciso pues considerar que la ‘morfogénesis’ (erosión y sedimentación) es también un proceso ‘natural’, cuestión que con frecuencia tiende a olvidarse. La erosión siempre sugiere una imagen de ‘destrucción’, cuando en realidad es el fenómeno mediante el cual se han originado una gran parte de las formas del relieve que hoy vemos (Rodiek, 1986). En este sentido –y en relación con lo ya dicho–, tratar de ‘restaurar’ espacios en los que predomina la erosión o la sedimentación de forma natural constituiría un contrasentido con las propias definiciones de ‘restauración’ y ‘naturalidad’.

Bien es cierto que la influencia de la actividad humana sobre la cubierta vegetal ha aumentado las situaciones de ‘morfogénesis inducida’, y en estos casos sí que parece justificado tratar de restablecer una dinámica fitoestabilizadora. En estos ejemplos, más que priorizar la recuperación inmediata de la vegetación arbórea, sería más efectivo tratar de sentar las bases para la formación y desarrollo del suelo (figura 1), bien actuando sobre sus características físicas y químicas, bien

mediante el empleo de especies herbáceas y arbustivas en la revegetación.

6. Utilización de criterios geomorfológicos en proyectos de restauración ambiental. El ejemplo de la cantera La Revilla (Orejana, Segovia)

La aplicación de bases geomorfológicas en la restauración de espacios degradados es más decisiva en aquellos casos en los que ha habido una transformación del relieve original; tal es el caso de la minería y las obras públicas.

En Martín-Duque *et al.* (1997, 1998a, 1998b) se describe un proyecto de restauración ambiental de una explotación minera abandonada (cantera La Revilla, Orejana, Segovia), llevado a cabo por un equipo multidisciplinar compuesto por ingenieros de minas y de montes, geólogos y biólogos; en él, la utilización de criterios geomorfológicos (tanto en el diseño geométrico como en la consideración de los procesos naturales activos) tuvo un papel importante.

6.1. Datos fundamentales del proyecto

La cantera La Revilla fue una explotación de arenas silíceas situada en el piedemonte septentrional de la Sierra de Guadarrama (municipio de Orejana, provincia de Segovia). La altitud media de su localización corresponde a 1.060 m sobre el nivel del mar. La temperatura media anual se sitúa en torno a 11° C, y la precipitación media anual alrededor de 700 mm.

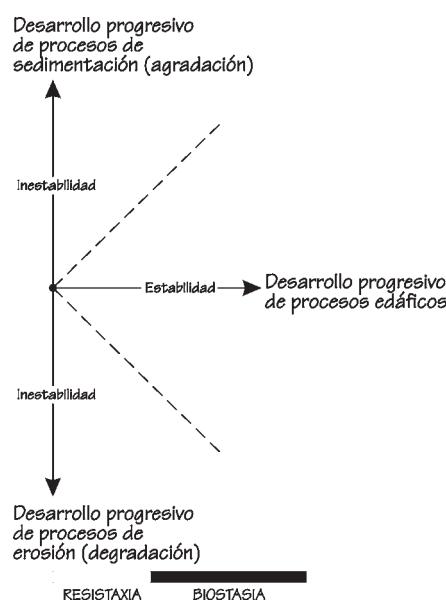


Figura 1. Representación esquemática de la relación entre morfogénesis y edafogénesis en los sistemas superficiales terrestres (Traducido de Panizza, 1988).



Las arenas se extrajeron de las laderas de un pequeño relieve residual tipo ‘mesa’ (figura 2), culminado por una cubierta de rocas carbonáticas (dolomías). Recubriendo las laderas aparecía un depósito superficial coluvionar –formado a expensas de los materiales dolomíticos–, sobre el cual se desarrollaron suelos de tipo leptosol móllico y rendsinico. Dichos suelos y depósitos superficiales tuvieron que ser retirados para alcanzar las arenas objeto de explotación, quedando posteriormente como estériles.

La vegetación del entorno está compuesta por un mosaico de masas dispersas de bosque mixto de encinar (*Quercus ilex*) y sabinar (*Juniperus thurifera*), mezcladas con zonas de matorral y pastizal, y en menor medida por tierras de cultivo.

La explotación de La Revilla se realizó entre finales de la década de 1960 y principios de la de 1980, y se llevó a cabo mediante minería de ladera; los estériles generados se dispusieron de forma anárquica en las inmediaciones de la cantera, a modo de escombreras (foto 4); la superficie afectada por las labores mineras fue de dos hectáreas.

Dado que el material extraído (arenas silíceas) apenas generó estériles, el volumen de los mismos existente en la explotación abandonada era muy pequeño; dichos estériles aparecían mezclados con antiguos suelos, y sobre todo con formaciones superficiales coluvionares de naturaleza carbonática, soporte de los suelos originales (ver figura 2).

Con estos condicionantes de partida, y debido a la existencia de un presupuesto muy reducido para toda la actuación, se estimó que lo más conveniente era invertir el máximo esfuerzo (técnico y económico) en realizar un movimiento de tierras adecuado; es decir, utilizando los propios estériles, diseñar una morfología basada e integrada en el contexto geomorfológico y dinámico del entorno, con el fin de sentar las bases

para que la restauración se produjera progresivamente, de forma espontánea y sin mantenimiento alguno.

Pretender rellenar completamente el hueco de la antigua explotación minera (de donde se extrajeron unos 110.000 m³ de material, etc.), para ‘restaurar’ la morfología original era, simplemente, inviable; tanto desde un punto de vista económico como ambiental. Su relleno con materiales distintos a los existentes podría haber ocasionado distintos problemas (geotécnicos, contaminación, etc.). Su relleno con los mismos materiales sólo podía hacerse a menos que éstos se extrajeran de otro lugar, ocasionando un hueco y un problema equivalentes.

Sobre la base de este planteamiento, la elaboración y ejecución del proyecto de restauración se desarrolló en los pasos que se resumen a continuación.

- Realización de un estudio geomorfológico regional, prestando especial atención a la configuración morfológica de las laderas circundantes a la cantera y a los procesos activos en ellas.
- Levantamiento topográfico detallado de la cantera y sus inmediaciones (escala 1:500 y equidistancia entre curvas de nivel de 1 m), y cuantificación de los estériles disponibles para la reconstrucción del nuevo relieve (30.000 m³).
- Análisis de las propiedades físico-químicas con significado edáfico (textura, contenido en materia orgánica, pH, nutrientes, entre otros) de los distintos estériles existentes en la explotación abandonada.
- Elaboración de un diseño para la reconstrucción de la ladera, basado en la configuración y dinámica geomorfológicas del entorno; el cálculo para la optimización del uso de los estériles disponibles en la reconstrucción de dicha morfología aparece descrito en Martín Duque *et al.* (1998a, pag. 114-118).

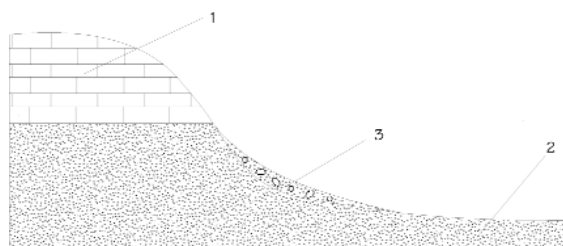


Figura 2. Estructura del relieve original sobre el 106 que se instaló la cantera La Revilla. (1) Culminación de rocas dolomíticas. (2) Substrato de arenas silíceas (material explotado). (3) Depósitos superficiales coluvionares de composición carbonática sobre los que se desarrollaron los suelos de la ladera previos a la explotación.



Foto 4. Aspecto de la cantera abandonada La Revilla con anterioridad a su restauración.



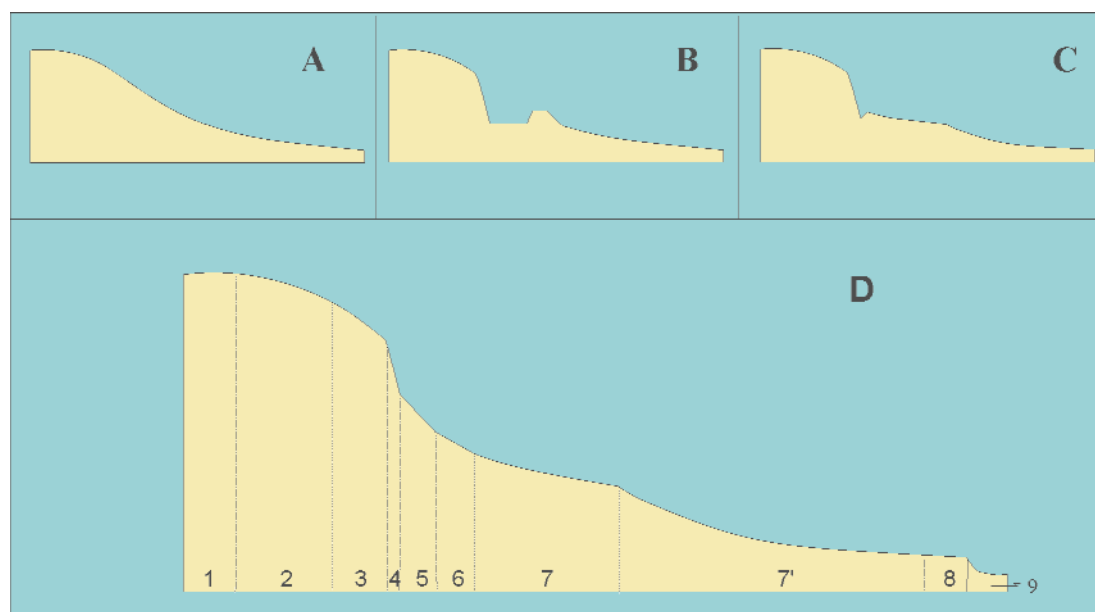


Figura 3. Secuencia evolutiva de la ladera sobre la que se ubicó la cantera La Revilla. (A) Perfil de la ladera original. (B) Perfil tipo de la ladera que quedó como resultado del abandono de la explotación. (C) Perfil reconstruido con la restauración (nótese la morfología en glacis y el pequeño surco situado al pie del antiguo frente de explotación). (D) Hipótesis de evolución de la superficie rehabilitada, y unidades morfológicas definidas por sus procesos geomorfológicos y edáficos activos: 1, infiltración y lavado; 2, infiltración e inicio de movimientos laterales; 3, infiltración y reptación; 4, caídas, desprendimientos, deslizamientos y vuelcos; 5, acumulación de derrubios, 6, sedimentación coluvial; 7 y 7', dominio de procesos edafogénicos, y en menor medida de arroyada en manto (7 corresponde a la superficie rehabilitada); 8, procesos de inundación; 9, cauce o canal.

- Separación, retirada y acopio de los estériles con propiedades edáficas (formaciones superficiales coluvionares, de naturaleza carbonática y textura franca y francoarenosa, que recubrían las arenas previamente a su explotación) (ver figura 2).
- Reconstrucción de una nueva morfología (tipo glacis) en el antiguo hueco de explotación según el diseño previsto (ver figura 3C), utilizando para ello los estériles sin capacidad edáfica (arenas y arcillas).
- Sobre esa superficie reconstruida se extendieron las formaciones superficiales coluvionares carbonáticas (foto 5), como material de partida para el desarrollo de un nuevo suelo de características similares al original.
- La presencia del antiguo frente de explotación, y el estudio de su dinámica en esta localización y en otras similares, hicieron aconsejable diseñar un surco al pie de dicho escarpe, a fin de que el primero fuera acumulando los materiales movilizados desde el segundo por distintos procesos, principalmente gravitacionales (desprendimientos y deslizamientos) y en menor medida de arroyada; de esta manera, los materiales caídos desde el antiguo frente no lo harían sobre la superficie restaurada (lo que impediría su recuperación), y por otro lado se sentaban las bases para que la ladera tendiera a alcanzar una configuración ‘natural’ con el tiempo: perfil escarpe-talud de derrubios (figura 3D).
- La existencia de un suelo completamente desnudo tras el proceso de rehabilitación hacía necesario crear una cubierta vegetal herbácea de forma rápida, capaz de impedir los procesos de erosión por arroyada en manto y concentrada los primeros años, y de iniciar los procesos de colonización vegetal y evolución del suelo. Por ello, la superficie rehabilitada se sembró a voleo con una mezcla de gramíneas y leguminosas, adaptada a las características climáticas y del sustrato. La preparación del terreno para la revegetación, y el tapado de las semillas se realizó con un tractor agrícola; en las zonas con mayor pendiente se utilizó el sistema tradicional de rastras (foto 6).



Foto 5. Extendido de depósitos coluvionares sobre la superficie del glacis, reconstruyendo una estructura de ladera similar a la original (ver figura 2). El empleo de maquinaria pesada en el movimiento de las formaciones superficiales obligó a una posterior descompactación de la superficie reconstruida.

6.2. Primeros resultados, seguimiento y control

El proyecto brevemente descrito planteaba una hipótesis de evolución del espacio rehabilitado según la cual éste tendería a integrarse progresivamente en el entorno en el que se ubica (perfil de las laderas y recuperación de la cubierta vegetal local); la monitorización de dicha superficie en el futuro será la que confirme o desmienta el ajuste a dicho planteamiento.

Hasta el momento, cinco años después de la ejecución del proyecto de restauración, ya se han iniciado los procesos de evolución geomorfológica del antiguo frente de explotación con relleno del surco a su pie, así como los procesos de edafogénesis y colonización-sucesión ecológica en la superficie del glacis. En todo caso, es necesario recalcar que aún es pronto para pronunciarse en un sentido u otro, en tanto se trata de una restauración enfocada ‘a largo plazo’.

Con el seguimiento periódico de la superficie rehabilitada se pretende controlar su evolución natural en sus dos sectores bien diferenciados. En el primero de ellos (antiguo frente de explotación y surco), donde domina la actividad morfogenética, se están monitorizando los procesos activos y sus resultados (micromorfología del escarpe). En el segundo sector (superficie del glacis), donde domina la edafogénesis y la recuperación de la cubierta vegetal, se está realizando un seguimiento de la variación de las propiedades edáficas, así como de la cubierta vegetal, con el tiempo.

6.2.1. Evolución geomorfológica del escarpe

En el cantil que compone el antiguo frente de explotación ya se han iniciado los procesos de caídas, desprendimientos y deslizamientos (rotacionales, traslacionales y en cuña). Dichos procesos hacen retroceder la ladera de forma paralela a su configuración actual en su parte culminante, mientras que el material movilizado por esos procesos se acumula en el surco, al pie del



Foto 6. Tapado de las semillas utilizando sistemas tradicionales y recursos locales.

escarpe, formando un talud coluvial y de derrubios. En conjunto, dichos procesos tienden a configurar un perfil ‘natural’ de la ladera (foto 7).

6.2.2. Edafogénesis

La evolución del suelo en la superficie rehabilitada está siendo y será monitorizada mediante la realización de análisis edáficos completos (físicos y químicos) de forma periódica. La tabla 1 muestra una primera comparación entre valores medios para algunas de las propiedades que varían de manera más rápida en suelos jóvenes: pH, nitrógeno (N), y materia orgánica (m.o.).

	(1)	(2)	(3)	(4)
pH	?	7.7	7.9	7.8
m.o. (%)	?	3.82	0.31	0.76
N (%)	?	0.15	0.012	0.038

Tabla 1. Valores medios pH, materia orgánica (m.o.) y N (nitrógeno total Kjeldahl) para distintas situaciones de la localización La Revilla: (1) suelos originales, sin modificación antrópica; (2) valores medios de ocho muestras de suelos actuales del entorno de la explotación minera (análisis de suelos de una ladera contigua a la cantera, año 1995); (3) valores medios de ocho muestras de material de partida para la restauración (formaciones superficiales coluvionares, año 1995); (4) valores medios de ocho muestras de suelos de la superficie restaurada, tres años después de la ejecución de los trabajos de restauración (año 1998).

La inclusión de la primera columna (1) tiene por objeto dejar patente la imposibilidad de conocer las características de los suelos de esta región en una situación hipotética de no intervención humana, y por tanto ‘natural’ en sentido estricto (enlazando con la discusión propuesta al principio del artículo). No sabemos cuáles fueron los valores de las distintas propiedades edáficas de los suelos de estas laderas en ese estado primitivo, y en definitiva, los valores hacia los que habría que tender en caso de desear una ‘renaturalización’ del espacio.



Foto 7. Evolución del antiguo frente de explotación por procesos gravitacionales; el material caído tiende a rellenar el surco, formando un talud de derrubios y otorgando a la ladera un aspecto ‘natural’ (ver figura 3D).



La segunda columna (2) muestra los valores de suelos de laderas similares y próximas a la explotación minera, que sirven como primera aproximación para conocer las características de los suelos inmediatamente anteriores a la ubicación de la cantera. Pero parece claro que éstos no deberían ser los parámetros a restaurar, en tanto se trata propiedades correspondientes a suelos profundamente modificados por acciones humanas (zonas de cultivos en bancales abandonados, posteriormente sujetas a sobrepastoreo).

La tercera columna (3) representa los valores de los materiales coluvionares que se utilizaron como material de partida para ‘construir suelo’, sin apenas materia orgánica y nutrientes, pero con una textura adecuada (franca) para iniciar procesos edafogénicos. La cuarta columna (4) muestra los primeros resultados de la superficie ya rehabilitada. En ella puede observarse que los suelos restaurados han sufrido un ligero aumento en el contenido de materia orgánica y nitrógeno, si bien el incremento es tan pequeño, y el tiempo transcurrido tan corto, que sólo la obtención de nuevos datos en futuros análisis ayudará a comprender la dinámica evolutiva de los suelos restaurados.

Sin embargo, la tabla 2 permite obtener interpretaciones interesantes. LR-1, LR-2, LR-3 y LR-4 corresponden a cuatro muestras de suelos, analizadas en 1998, situadas transversalmente a la superficie del glacis (LR-1 en la parte superior y LR-4 en la base). Mientras en 1995, las propiedades edáficas se distribuían homogéneamente por toda la superficie rehabilitada (datos de la columna 3 de la tabla 1), tres años después ya se observa un gradiente en la variación de dichas propiedades ladera abajo, con un aumento de materia orgánica (m.o.), N, P₂O₅ y K. Dicha variación revela flujos superficiales —y posiblemente subsuperficiales— de escorrentía, que pone de manifiesto una recuperación de la dinámica hidrológica de la ladera característica en las vertientes del entorno de la superficie rehabilitada (lavado-acumulación a partir de morfologías de glacis).



Foto 8. Recubrimiento vegetal sobre la superficie restaurada (mayo 1997); a la derecha, antiguo frente de explotación. Compárese con la foto 4.

	N	m.o.	P ₂ O ₅	K ⁺
	%	%	(mg/100 g)	(mg/100 g)
LR-1	0.041	0.59	7.5	0.9
LR-2	0.032	0.74	7.5	1.1
LR-3	0.042	0.83	20	3.5
LR-4	0.071	1.30	15	1.15

Tabla 2. Variación de determinadas propiedades edáficas a lo largo de un perfil transversal a la superficie rehabilitada. LR-1 corresponde a la parte culminante del glacis (la más próxima al antiguo frente de explotación) y LR-4 a la base del glacis.

6.2.3. Evolución de la cubierta vegetal

La mezcla de semillas empleada ha conseguido establecer una cubierta vegetal ‘permanente’ (foto 8), que ha anulado la actuación de los procesos de arroyada. Al mismo tiempo, esa cubierta está haciendo posible la formación y desarrollo de un nuevo suelo, al aportar restos orgánicos que se incorporarán a la estructura del suelo a través de la humificación (foto 9).

Es probable que con la utilización de especies autóctonas pudieran haberse conseguido resultados similares, si bien la disponibilidad comercial de las mismas sigue siendo un handicap. A partir del momento actual podría empezar a considerarse la posibilidad de introducir especies locales (fundamentalmente arbustivas) con el objetivo de acelerar un proceso de recuperación de la vegetación del entorno, el cual, por otra parte, ya se está produciendo de forma espontánea.

Así, en el periodo de tiempo transcurrido desde la finalización de los trabajos de rehabilitación, las especies dominantes en las inmediaciones de la antigua cantera ya han comenzado a invadir la superficie rehabilitada, mientras que la mezcla de gramíneas y leguminosas tiende a desaparecer progresivamente, y no está invadiendo los alrededores de la zona recuperada. Parece pues que la vegetación circundante acabará por imponerse a las especies sembradas. En realidad, puede considerarse que el espacio rehabilitado se com-



Foto 9. Residuos orgánicos sobre la superficie rehabilitada, inicialmente desnuda.

porta en el momento actual como una tierra de cultivo abandonada, que tiende a ser progresivamente colonizada por las especies del entorno.

En definitiva, esa variación y sustitución de especies en la superficie rehabilitada muestra que ya existe una sucesión ecológica, con composiciones florísticas transitorias, distintas a cualquier otra preexistente en esa zona a lo largo del tiempo, pero que tiende a evolucionar en el marco de una recuperación espontánea de la cubierta vegetal (ver foto 3). Las fotografías aéreas oblicuas 10 y 11 muestran una primera comparación visual en la evolución de la cubierta vegetal de la superficie restaurada.

6.2.4. Evolución en el tiempo

El análisis comparado de las fotografías aéreas verticales correspondientes a distintos años (1946, 1956, 1984 y 1998), montadas para su visión tridimensional con estereoscopio de bolsillo (figura 4) y con anaglifos (figura 5), permite obtener nuevas conclusiones. Así, la ladera sobre la que posteriormente se ubicaría la cantera mostraba tanto en 1946 como en 1956 morfologías de erosión activa en regueros y cárcavas, consecuencia de distintas actividades humanas (sobrepastoreo, cultivos y pequeñas explotaciones de mineral) en tiempos históricos. La imagen de 1984 muestra el final de la explotación, con abundancia de tonos claros (correspondientes a los frentes y huecos de explotación, totalmente descubiertos de vegetación y sujetos a procesos intensos de erosión hídrica).

La imagen de 1998, tres años después de la restauración, muestra una situación en la que apenas es perceptible la antigua explotación, con un mayor grado de recubrimiento vegetal (tonos grises) que el existente incluso con anterioridad a la explotación (imágenes de 1946 y 1956). La posibilidad de formación y desarrollo de un nuevo suelo, a partir de materiales descompactados, está permitiendo una mejora en las condiciones ambientales (hidrológicas, edáficas y de la vegetación)



Foto 10. Aspecto que ofrecía la superficie restaurada en mayo de 1996, un año después de la restauración. Paisajes Españoles S.A.

con respecto a situaciones anteriores a la explotación minera y a los suelos circundantes (muy compactados por sobrepastoreo).

7. Conclusiones

El manejo de ecosistemas para su recuperación y restauración aparece como una práctica compleja. En todo caso, parece claro que este tipo de actuaciones deberían abordarse desde una perspectiva multidisciplinar, más adecuada para comprender los múltiples y complejos procesos implicados en la recuperación de espacios degradados.

La incorporación de consideraciones sobre la dinámica natural de los ecosistemas, así como sobre sus escalas temporales de actuación, o sus tendencias evolutivas, rara vez son tenidas en cuenta en este tipo de actuaciones, cuando en realidad son determinantes para el éxito final de muchos procesos restauradores.

La comprensión de los procesos geomorfológicos y edáficos que actuarán en un espacio objeto de restauración ambiental, y nuestra capacidad para 'dirigir' dichos procesos en un sentido u otro, pueden ser decisivos para el resultado de la actuación restauradora a medio y largo plazo. La gestión de la sucesión ecológica (Luken, 1990), y no sólo la gestión de la vegetación, debe ser una parte fundamental de cualquier estrategia rehabilitadora.

8. Agradecimientos

Deseamos agradecer la colaboración de Javier Montalvo y Saturnino de Alba en la lectura del manuscrito original. Sus comentarios han hecho posible mejorar ostensiblemente el resultado final. Javier Pedraza, Andrés Díez, Rosa M. Carrasco y Luis Polo son coautores del proyecto de restauración ambiental de La Revilla que ha servido como punto de partida para la elaboración del artículo. Arenas Silíceas Martín S.L. fue la promotora de esta iniciativa de recuperación ambiental.



Foto 11. Aspecto que ofrecía la superficie restaurada en mayo de 1998, tres años después de la restauración. Paisajes Españoles S.A.





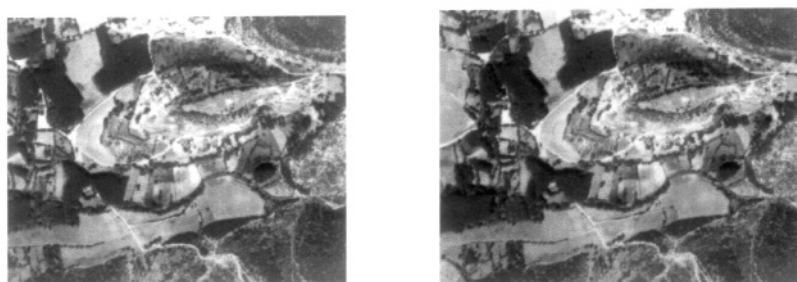
1946



1956



1984



1998



Figura 4. Evolución durante el periodo 1946-1998 del espacio en el que se ubicó la explotación minera La Revilla, posteriormente restaurado. Comparación a través de fotografías aéreas preparadas para su visión tridimensional con estereoscopio de bolsillo. Los pares estereoscópicos se han construido seleccionando el área objeto de comparación a partir de dos fotogramas aéreos consecutivos y con capacidad para su observación estereoscópica. A cada uno de los pares se le ha aplicado un balance de tonalidades de grises para obtener en cada uno de ellos la mayor definición tonal posible. El paso siguiente ha sido el escalado de los fotogramas a una relación común a todos los pares; terminando con la orientación de las porciones y la separación focal entre ellas, para lo que se ha establecido una distancia de 6 cm, correspondiente a la media de la separación entre el centro de las pupilas en el ojo humano. Fuente de las distintas fotografías aéreas: 1946, Vuelo americano Serie A, Centro Cartográfico y Fotográfico del Ejército; 1956, Vuelo americano Serie B, Servicio Geográfico del Ejército; 1984, vuelo nacional del Instituto Geográfico Nacional; 1998, vuelo nacional del Instituto Geográfico Nacional. Véase texto para su interpretación.



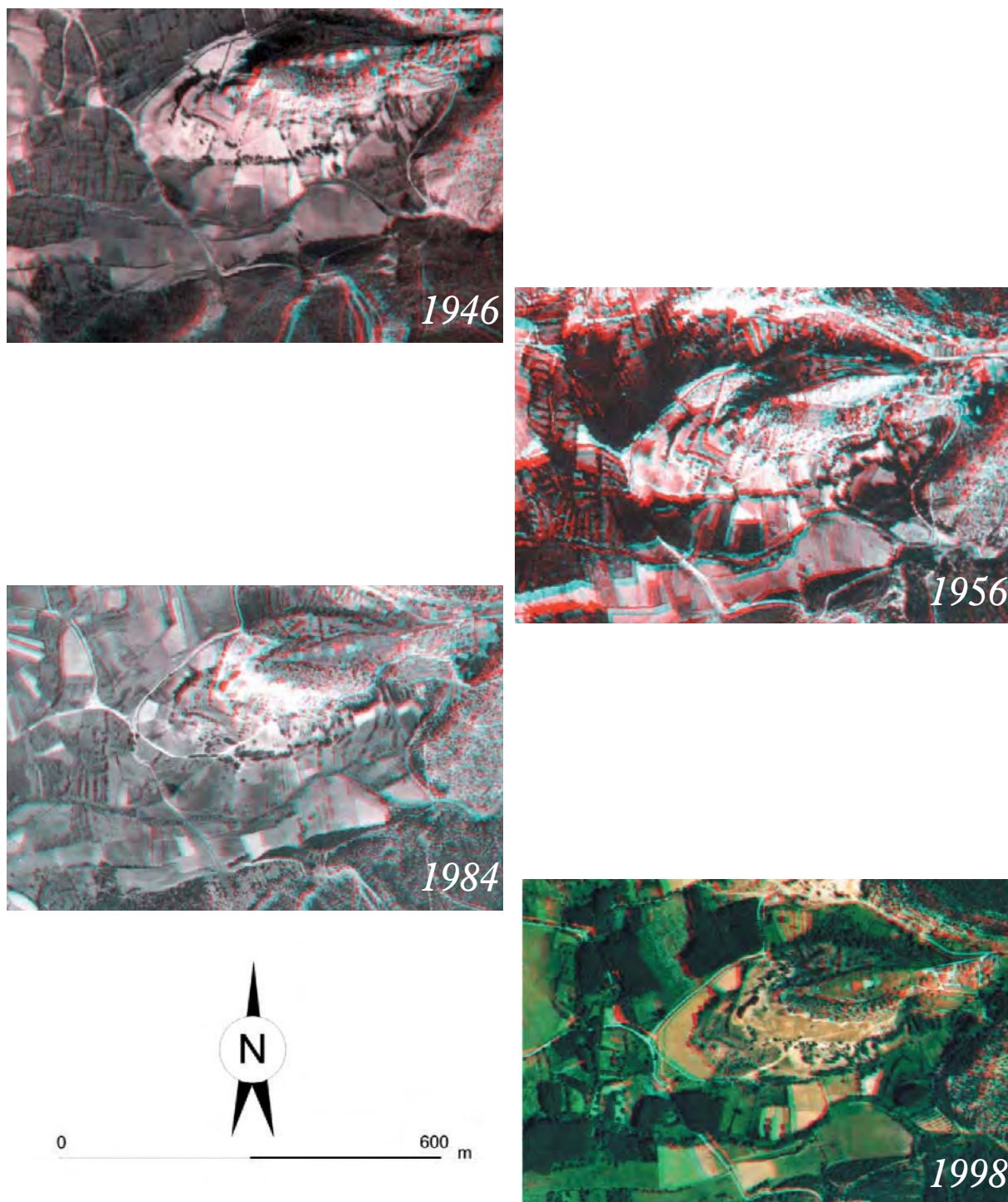


Figura 5. Evolución durante el periodo 1946-1998 del espacio en el que se ubicó la explotación minera de La Revilla, posteriormente restaurado. Comparación a través de anaglifs (preparados para su observación con gafas específicas, situando el color azul en el ojo izquierdo y el rojo en el derecho). La creación de los anaglifs se ha llevado a cabo a partir de las porciones de fotografía aérea de los pares estereoscópicos de la figura 4. El montaje se ha realizado en varios pasos, comenzando por la conversión de las fotografías en blanco y negro a una paleta de 16 millones de colores (RGB), lo que ha permitido reforzar las tonalidades verdes y azules para el fotograma derecho y rojos para el izquierdo; la intensidad de los tonos está ajustada a la de los filtros utilizados, por lo que en algunos casos pueden existir problemas de visionado. Es importante en este paso no eliminar toda la gama de grises, ya que éstos permitirán, después del montaje final, tener una gama rica de tonos que no se enmascaren con los filtros de las gafas. El paso siguiente puede realizarse de dos formas diferentes, dependiendo de las herramientas de tratamiento gráfico que posea el programa de retoque fotográfico. Una de las técnicas es montar los fotogramas como si fueran capas de un único dibujo, otorgando a una de ellas características de transparencia; la otra, utilizada aquí, consiste en cortar la imagen variada a tonos azules claros y pegarla sobre la imagen en rojo. La mezcla se obtiene haciendo que la imagen pegada entre en la composición final por el canal correspondiente a las tonalidades rojas. Por último resta ajustar las imágenes para la máxima estereoscopia y mínima deformación, que se realiza en la parte central del fotograma final, moviendo la imagen pegada hasta conseguir el mínimo desfase de tonos de color rojo y azul respecto a un punto; si la operación se realiza adecuadamente, podremos realizar 'zooms' sobre la imagen obtenida sin perder la estereoscopia. La última fase será escalar todas los anaglifs creados a la misma razón y obtener una escala gráfica. Fuente de las distintas fotografías aéreas: 1946, Vuelo americano Serie A, Centro Cartográfico y Fotográfico del Ejército; 1956, Vuelo americano Serie B, Servicio Geográfico del Ejército; 1984, vuelo nacional del Instituto Geográfico Nacional; 1998, Servicio de Ordenación del Territorio, Junta de Castilla y León. Véase texto para su interpretación.



Referencias bibliográficas

- COSTA, M., GARCÍA-ANTÓN, M., MORLA, C. y SAINZ OLLERO, H. 1990. La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. *Ecología*, Fuera de Serie Nº 1, pp. 31-58.
- ERHART, H. 1956. *La gènesis des sols en tant que phénomène géologique*. Masson, Paris.
- GARCÍA RUIZ, J.M. y LASANTA, T., Eds., 1994. *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*. Sociedad Española de Geomorfología. Zaragoza.
- GODFREY, A.E. 2000. Ecosystem and Scale concepts: their effect on Environmental Information Management. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Geológica)* Vol. 96 (1-2): 19-31.
- GONGRIJP, G.P. 1999. Geodiversity: the key to a holistic approach in renaturation. In: D.Barettino, M. Vallejo, y E. Gallego (Eds.), *Towards the Balanced Management and Conservation of the Geological Heritage in the New Millenium*, pp. 77-80, Madrid.
- GOODRICH, S. 1996. *Ecosystem management or an ecological approach to management and rangeland condition*. <http://www.fs.fed.us/eco/emrange.htm>
- LUKEN, J.O. 1990. *Directing ecological succession*. Chapman & Hall, London.
- MARTÍN DUQUE, J.F., PEDRAZA, J., DÍEZ, A., SANZ SANTOS, M.A., CARRASCO, R.M. y POLO, L. 1997. Restauración de canteras de arenas silíceas en la Sierra de Guadarrama (Segovia). *Ingeopres*, 54:44-50.
- MARTÍN DUQUE, J.F., PEDRAZA, J., DÍEZ, A., SANZ SANTOS, M.A. y CARRASCO, R.M. 1998a. Criterios geomorfológicos en la restauración del paisaje. Metodología aplicada a terrenos afectados por explotaciones mineras abandonadas. En: *II Congreso de Ingeniería del Paisaje*, pp. 43-53. A Coruña.
- MARTÍN-DUQUE, J.F., PEDRAZA, J., DÍEZ, A., SANZ, M.A., CARRASCO, R.M. 1998b. A geomorphological design for the rehabilitation of an abandoned sand quarry in Central Spain. *Landscape and Urban Planning*, 42, 1-15.
- MONTALVO, J., CASADO, M.A., LEVASSOR, C. y PINEDA, F.D. 1995. The strategies of ecological succession: Theoretical insights from experimentally disturbed ecosystems. In: D. Belland, G. Bonin y C. Emig (eds.), *Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems*, pp.231-262. Lavoissier, Paris.
- PANIZZA, M. 1988. *Geomorfologia applicata. Metodi di applicazione alla Pianificazione territoriale e alla Valutazione d'Impatto Ambientale*. La Nuova Italia Scientifica, Roma.
- RODIEK, J. 1986. Landscape erosion and landscape development. En: A. Ramos (coord.), *Jornadas Internacionales sobre el Paisaje del Agua*, pp. 67-81. Canal de Isabel II, Madrid.
- SCHUMM, S.A. 1991. *To interpret the Earth. Ten ways to be wrong*. Cambridge University Press. Cambridge.
- SUÁREZ, F., SAINZ OLLERO, H., SANTOS, T. y BERNÁLDEZ, F.G. 1991. *Las estepas ibéricas*. Unidades Temáticas Ambientales de la Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.



EL EMPLEO DE MATERIALES VEGETALES AUTÓCTONOS EN RESTAURACIÓN DE ÁREAS DEGRADADAS. CONSIDERACIONES SOBRE EL SUMINISTRO

ALFONSO LÓPEZ-VIVIÉ NONELL

*Zulueta Corporación para la Naturaleza, S.A.
C/ San Marcial, 29 31500 Tudela (Navarra)
corporación@zulueta.com*

De todos es conocida la importancia de emplear aquellas especies propias del lugar a la hora de realizar cualquier tipo de obra de revegetación y restauración de zonas degradadas. El empleo de dichas especies autóctonas posibilita recuperar la vegetación más adaptada a la zona, lo cual redundará en:

- Posibilitar un correcto desarrollo de la vegetación sin una intervención humana más que a corto plazo.
- Conservar la biodiversidad en la zona de actuación.
- Integrar visualmente el área restaurada en un determinado plazo de tiempo.
- Restaurar el ecosistema lo más exactamente posible.
- Controlar los posibles procesos erosivos previsibles en aquellas zonas que han perdido su cubierta vegetal.

La elección de especies

Hoy en día la legislación en materia de medio ambiente e impacto ambiental establece la necesidad de realizar las actuaciones correctoras de los impactos ocasionados por obras e infraestructuras. En ocasiones los trabajos de revegetación vienen precedidos del estudio florístico de la zona afectada, a partir del cual se realiza la elección de especies a emplear. El estudio florístico es por tanto de gran interés para una acertada elección del material vegetal a emplear. En otras ocasiones en que el estado de degradación de la vegetación no permite realizar una correcta elección de especies a partir del estudio florístico, se debe recurrir a los estudios de vegetación potencial de la zona. Así mismo

convendrá añadir también al estudio el análisis de la disponibilidad en el mercado de las plantas y semillas seleccionadas. No es raro encontrar proyectos botánicamente correctos pero que incluyen especies no disponibles comercialmente, situación conflictiva que se puede evitar mediante la inclusión de la disponibilidad como característica de gran importancia en el proceso de elección de especie, o bien mediante la producción concertada de aquellas especies poco habituales en empresas productoras de semillas y viveros. Esta posibilidad de producción concertada con empresas especializadas se hace indispensable en determinadas actuaciones correctoras que precisan del empleo de especies poco frecuentes o en cantidades muy elevadas. Mediante esta fórmula dispondremos no solo de la especie o especies escogidas, podremos en muchos casos escoger la procedencia del material de reproducción más idóneo entre los posibles, así como el contenedor y sustrato más adecuado al tipo de plantación en el caso de las plantas. Así mismo mediante una correcta planificación se podrá disponer de la planta en el tamaño y edad más adecuado para la actuación.

Por el contrario no disponer de las semillas, plantas y/o presentaciones de éstas indicadas en el proyecto, acarreará importantes problemas que limitará el éxito de la actuación restauradora debido a:

- El empleo de especies no adecuadas que en muchas ocasiones deriva en un alto porcentaje de marras debido a su poca o nula adaptación a las condiciones edafoclimáticas de la zona de implantación.
- La deficiente calidad del material vegetal empleado. Problemas derivados de emplear planta envejecida, desproporcionada entre su parte aérea y sistema radicular, tallas no adecuadas, semilla con baja tasa de germinación, etc.



Como consecuencia fracasará la restauración paisajística desde el punto de vista estructural, cromático, etc., la reposición de ejemplares y poblaciones de especies endémicas y locales afectadas por obras de infraestructuras y en general los trabajos de revegetación, lo cual supondrá un despilfarro económico inútil.

Suministro de material vegetal: situación actual

En el mercado existe actualmente una cierta oferta de semilla y planta autóctona, sin embargo es todavía limitada y no suele estar correctamente coordinada en variedad y cantidad con la demanda, lo cual produce frecuentes problemas de suministro y por tanto modificaciones en la ejecución de los proyectos que no suelen ser aconsejables. No obstante si no es posible preparar con antelación el material vegetal seleccionado, como mal menor o posible solución, se deben buscar las alternativas más válidas, o sea aquellas especies que por su similar ecología pueden sustituir con éxito a las especies no disponibles. En muchas ocasiones pueden ser plantas que normalmente coexisten en el mismo hábitat o incluso especies que podríamos denominar comodín por ser capaces de prosperar correctamente en diferentes condiciones edafoclimáticas, cumpliendo adecuadamente su función correctora.

En cualquier caso será de gran importancia proveer de material vegetal, semillas o plantas, en empresas que garanticen un suministro de calidad y que certifiquen la identidad de las especies y su origen. El empleo de orígenes y genotipos lo más adecuados posibles se valorará de cara a obtener los mejores resultados. El control tanto de las especies como de los orígenes indicados se extremará en los casos de revegetación de espacios naturales protegidos y frágiles.

El empleo de semilla de especies autóctonas en hidrosiembras y siembras directas

La técnica de la hidrosiembra consiste en esencia en proyectar sobre la superficie a sembrar una mezcla de semillas, sustancias fijadoras, fertilizantes, agua y algún material “mulch” mediante una máquina denominada hidrosembradora. Existen gran cantidad de variantes sobre esta técnica en función del tipo y cantidad de mulch o acolchado empleado, de que se realice en 1 ó 2 fases, etc. Dicha técnica es de gran interés para sembrar grandes superficies y pendientes, especialmente aquellas de difícil acceso y situación como desmontes y terraplenes.

Lógicamente la calidad y cantidad de suelo disponible en la superficie a hidrosembrar, condiciona enormemente la implantación de la cubierta vegetal, por lo cual un aporte de tierra vegetal en aquellos casos en

que sea técnica y económicamente viable mejorará los resultados. En el caso de escasez de suelo o pobreza y pedregosidad del mismo será necesario emplear especies lo más frugales posibles incluyendo en la mezcla de semilla no sólo especies herbáceas comerciales, sino también herbáceas, subarborescentes y arbustivas autóctonas propias del entorno. En el caso de desmontes básicamente rocosos el tratamiento debe incluir especies rupícolas si es posible. En ambos casos no debemos perseguir obtener superficies homogéneamente verdes y perfectamente tapizadas, que sólo en zonas de clima oceánico son posibles, ya que además de no ser viables sin un costoso mantenimiento, no corregirán el impacto visual, sino que en ocasiones tendrían el efecto contrapuesto.

De gran importancia en gran parte de la geografía peninsular, es la época de realización de la hidrosiembra. En climas mediterráneos de clima seco la mejor época es el principio del otoño, justo antes o después de las primeras lluvias otoñales. En zonas frescas o de clima oceánico, el periodo se puede prolongar durante la primavera.

El otro factor de gran importancia es la correcta elección de las especies a emplear. La siembra de especies únicamente herbáceas de tipo forrajero como *Lolium perenne*, *Festuca pratense*, *Lolium multiflorum*, etc., sólo podrán cumplir la misión de frenar la erosión inicial de los primeros meses ya que en gran parte de la península en que el clima presenta prolongados periodos de sequía el efecto protector no se extenderá en el tiempo, debido a la escasa adaptación de estas especies a las condiciones de sequía y suelos pobres. Por ello se hace necesario emplear junto a estas, otras especies autóctonas de la zona que incluyan herbáceas silvestres, subarborescentes y arbustos. Su implantación si bien es más lenta, será más eficaz a medio y largo plazo si tenemos la precaución de escoger acertadamente las especies más adaptadas. Las experiencias y trabajos realizados en diversas áreas peninsulares mediante hidrosiembra, han puesto de manifiesto el interés de las especies autóctonas y especialmente aquellas que sean más competitivas frugales y de mejor germinación. Por ello el empleo mediante siembra de especies de germinación lenta y difícil, como por ejemplo enebros, sabinas, majuelos, etc, no resultará muy aconsejable.

Las mezclas de semillas que se emplean en trabajos de hidrosiembra, varían sensiblemente en función de las características edáficas y climáticas del área de empleo.

Se suelen componer de aproximadamente media docena de herbáceas comerciales, gramíneas y leguminosas de tipo forrajero y pratense, a las que se les añade entre un 5 y un 10% de las consideradas autóctonas.



Mezclas tipo:

<p style="text-align: center;">REVEGETACIÓN 1 (Mezcla para zonas de clima oceánico subhúmedo)</p> <p>95% Mezcla herbáceas</p> <ul style="list-style-type: none"> 20% <i>Agropyrum cristatum</i> 20% <i>Festuca rubra</i> 35% <i>Lolium rigidum</i> 10% <i>Festuca arundinacea</i> 7% <i>Trifolium repens</i> 8% <i>Medicago lupulina</i> <p>5% Mezcla autóctonas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 20% <i>Cytisus scoparius</i> 20% <i>Ulex europaeus</i> 20% <i>Rubus ulmifolius</i> 40% <i>Crataegus monogyna</i> 	<p style="text-align: center;">REVEGETACIÓN 2 (Mezcla para zonas áridas y semiáridas del interior. Clima continental y mediterráneo)</p> <p>95% Mezcla herbáceas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 25% <i>Agropyrum cristatum</i> 15% <i>Agropyrum desertorum</i> 30% <i>Lolium rigidum</i> 10% <i>Medicago sativa</i> 15% <i>Melilotus officinalis</i> 5% <i>Melilotus alba</i> <p>5% Mezcla autóctonas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 15% <i>Moricandia arvensis</i> 25% <i>Piptatherum milliaceum</i> 15% <i>Lavandula latifolia</i> 20% <i>Genista scorpius</i> 25% <i>Retama sphaerocarpa</i>
<p style="text-align: center;">REVEGETACIÓN 3 (Mezcla para climas fríos de montaña)</p> <p>95% Mezcla herbáceas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 25% <i>Phleum pratensis</i> 15% <i>Bromus inermis</i> 25% <i>Festuca rubra</i> 15% <i>Agropyrum desertorum</i> 10% <i>Trifolium pratense</i> 10% <i>Trifolium hybridum</i> <p>5% Mezcla autóctonas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 10% <i>Achillea millefolium</i> 50% <i>Plantago lanceolata</i> 30% <i>Cistus laurifolius</i> 10% <i>Digitalis purpurea</i> 	<p style="text-align: center;">REVEGETACIÓN 4 (Mezcla para clima continental con suelos ácidos)</p> <p>95% Mezcla herbáceas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 10% <i>Trifolium subterraneum</i> 25% <i>Lupinus luteus</i> 19% <i>Agropyrum cristatum</i> 16% <i>Agropyrum intermedium</i> 30% <i>Lolium rigidum</i> <p>5% Mezcla autóctonas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 15% <i>Santolina rosmarinifolia</i> 10% <i>Digitalis thapsi</i> 15% <i>Lavandula pedunculata</i> 20% <i>Cistus ladanifer</i> 40% <i>Lupinus hispanicus</i>
<p style="text-align: center;">REVEGETACIÓN 5 (Mezcla para zonas de clima mediterráneo litoral)</p> <p>95% Mezcla herbáceas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 30% <i>Lolium rigidum</i> 15% <i>Agropyrum cristatum</i> 10% <i>Cynodon dactylon</i> 15% <i>Medicago sativa</i> 30% <i>Melilotus officinalis</i> <p>5% Mezcla autóctonas:</p> <ul style="list-style-type: none"> 15% <i>Moricandia arvensis</i> 35% <i>Asphodelus fistulosus</i> 35% <i>Atriplex halimus</i> 15% <i>Spartium junceum</i> 	

Siembra directa

Este método consiste en la siembra de las semillas directamente sobre la superficie a revegetar, se emplea en ocasiones como alternativa a la plantación cuando las condiciones del terreno, así como las especies

empleadas lo permiten. Este sistema es de gran interés en la siembra de herbáceas, subarbustos y arbustos, así como de pinos y quercíneas. Económicamente una revegetación por siembra directa resulta más barata que mediante plantación.



En condiciones normales una buena calidad de la semilla, una acertada época de siembra, que debe ser preferentemente a principios de otoño o a final de verano en el área mediterránea, y una adecuada preparación del terreno y recubrimiento de la semilla, asegura unos buenos resultados, tal y como hemos podido comprobar en los ensayos realizados. Respecto a la dosis de siembra, esta variará en función de las especies, el número de semillas por kilo, la pureza y germinación de la semilla, así como de las características del terreno y del número de plantas que se quieran obtener por unidad de superficie.

Para calcular dicha dosis se puede emplear la siguiente fórmula:

$$S = P / (N \times P' \times G \times Y)$$

Siendo:

- S: Cantidad de semilla a sembrar en gramos / m²
- P: N^o de plantas que deseamos obtener por m²
- N: N^o semillas puras por gramo
- P' Pureza de la semilla en tanto por uno
- G: Capacidad germinativa de la semilla
- Y: Índice de supervivencia en tanto por uno

El índice de supervivencia (Y) viene dado por el porcentaje de semillas germinadas que nos originan una plántula viva pasado un año. Este índice no suele ser conocido y varía normalmente en función de las condiciones edafoclimáticas de cada zona y año, así como de las características de cada especie.

En general se han de emplear cantidades de semilla de entre 6 y 15 gramos/m² para especies arbustivas y subarbustivas mientras que para una siembra de especies herbáceas se han de emplear 30-35 grs/m².

Las siembras se pueden realizar a voleo sobre toda la superficie o bien de forma localizada en hoyos, surcos o fajas. La distribución de la semilla puede realizarse de forma manual o mecánica.

Recientemente se han realizado varias experiencias de siembra aérea, técnica más usada en otros países, que podría ser empleada para actuar sobre zonas inaccesibles o áreas extensas necesitadas de una rápida protección, por ejemplo después de un incendio.

En cualquier caso, se ha de emplear con especies de semilla de pequeño y mediano tamaño, de fácil y rápida germinación sobre la superficie.

Este sistema de reforestación une a su rapidez de ejecución, un coste muy inferior al de los métodos clásicos. Sin embargo los resultados dependen en gran medida de algunos condicionantes fuera de nuestro control.

Plantaciones

La plantación es junto con la siembra una de las principales técnicas de implantación de la vegetación. Consiste en trasplantar en suelo previamente preparado especies vegetales cultivadas en vivero.

Esta acción suele ir acompañada de otras labores más o menos necesarias según cada caso. La actuación sobre la vegetación preexistente en la zona a plantar, eliminándola para favorecer a la implantada, sólo será de interés en el caso de vegetación arvense de poco valor protector que pueda comprometer la plantación. En el caso de restauraciones de la cubierta vegetal resulta de gran interés conservar cualquier vegetación preexistente.

La preparación del suelo, cuya función es mullirlo y facilitar la implantación de las nuevas plantas, debe ser lo menos impactante posible, huyendo de tratamientos agresivos que incidan negativamente sobre el paisaje y la vegetación.

Posteriormente a la plantación se aplican los tratamientos culturales encaminados a facilitar y asegurar el establecimiento de los ejemplares trasplantados. En esta fase se incluyen los riegos, abonados, escardas, aporcados e incluso reposición de marras. Es aquí donde hay que realizar un exhaustivo seguimiento y control con objeto de asegurar el éxito de la obra.

De nuevo como sucedía en el caso de las siembras e hidrosiembras, la elección de especies y procedencias es uno de los factores más importantes para que la plantación tenga éxito a medio y largo plazo.

Por supuesto una correcta ejecución de la plantación, la adecuada calidad de la planta y la eficaz conservación durante la ejecución y periodo de garantía, influirá decisivamente en el éxito.

Respecto a la época de plantación, también resulta el otoño la más adecuada, pero siempre después de las primeras lluvias que provean de humedad suficiente a la tierra. Sin embargo en el caso de plantaciones que se realicen con plantas provistas de cepellón, el periodo de plantación se puede extender durante el invierno. Una plantación de primavera limita el tiempo disponible por las plantas para que enraícen antes de llegar a la estación seca.

Respecto a las dimensiones del hoyo y al marco de plantación, estos dependen de la especie, de la calidad del suelo y de la densidad de plantas deseada. Las medidas más usualmente empleadas son:



	Hoyo de plantación	Marco de plantación
Subarbustos	30x30x30 cm.	50-100 cm. (2-6 plantas/m ²)
Arbustos	40x40x40 cm.	100-200 cm.(1-2 plantas/m ²)
Árboles	>50x50x50 cm.	Distancias de 5 a 10 metros según el tamaño del árbol

El empleo de protectores en la plantación puede resultar de interés en muchas ocasiones ya que no sólo evita daños de herbívoros, sino que pueden tener efectos beneficiosos a nivel microclimáticos y ecofisiológicos. Son de especial interés para las especies más apetecidas por la fauna como son gran parte de las leguminosas, y por lo general reducen el número de marras e incrementan el crecimiento de los plantones.

Por último indicar la posibilidad de combinar plantación y siembra o hidrosiembra en una misma actuación. De esta forma se plantaría en primer lugar aquellas especies que por sus especiales características deban emplearse en forma de plantón, para después introducir el resto de especies mediante la siembra.



EL CONTROL DE LA EROSION Y PROTECCIÓN DEL SUELO EN PROYECTOS DE RESTAURACION

JOAN LLOVET Y V. RAMON VALLEJO

Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo
Departamento de Ecología (CEAM). Ap.99. 03080 Alicante
juan.llovet@ua.es

El tratamiento del suelo en los proyectos de restauración

El suelo es un factor primario en la productividad de los ecosistemas terrestres. Asimismo, puede considerarse como un recurso no renovable, es decir, que su pérdida es irreversible, al menos a escala humana. Todo esto unido al hecho que la torrencialidad de muchas precipitaciones en clima mediterráneo las hace especialmente agresivas, y que en nuestras latitudes aparecen formaciones edáficas muy sensibles a los procesos de degradación (López Bermúdez & Albadalejo, 1990; Andreu *et al.*, 1994), podemos concluir que un objetivo básico en la restauración forestal debe ser la conservación, y si es posible, la mejora del suelo. Conviene resaltar que la degradación del suelo no consiste solamente en su pérdida, en términos cuantitativos, sino que también engloba la disminución de la productividad o diversidad biológica, por el deterioro de sus características físicas, químicas y/o biológicas.

A la hora de diseñar un proyecto de restauración es necesario tener en cuenta que, debido a un uso milenario del suelo en la Cuenca Mediterránea, las perturbaciones antrópicas son un elemento característico del paisaje (Naveh, 1990; Aronson & Le Floch, 1995), que ha sufrido una serie de usos de fuerte y extenso impacto (destrucción de áreas forestales y aterrazado de laderas para cultivo, fuego para el control del matorral, sobrepastoreo, extracción de madera y leña, carbonero, etc.). Por ello, y a pesar de la disminución de la presión humana durante las últimas décadas, una gran parte de los actuales suelos forestales conservan una serie de rasgos heredados de los periodos de mayor explotación: compactación y baja estabilidad estructural, escasa fertilidad, bajos niveles de propágulos y de

actividad microbiana, elevados potenciales de producción de escorrentía y sedimentos, y gran susceptibilidad al encostramiento y sellado superficial (Vallejo *et al.*, 2000), características estrechamente relacionadas con la deficiencia de materia orgánica. Además de otras agresiones más modernas, como las derivadas del urbanismo y actividades lúdicas, y sobre todo a partir de la década de los 70, ha habido un incremento de la superficie afectada por incendios forestales (Delatre, 1993), y por consiguiente de áreas susceptibles de presentar procesos de degradación y erosión.

Estrategia a seguir

Antes de llevar a cabo cualquier actividad destinada a la protección y mejora del suelo, es necesario precisar los objetivos, la viabilidad económica (ver, por ejemplo, un análisis Costo-Beneficio en Stocking, 1990) y los recursos técnicos y humanos disponibles, así como identificar las causas iniciales de la degradación y los emplazamientos más críticos. Morgan *et al.* (1990) proponen la siguiente metodología:

1. Cuantificación de la gravedad del problema, distribución espacial, factores implicados y mecanismos de actuación, además de datos sobre las especies locales.
2. Considerar el uso y manejo del suelo previsto para después de la actuación.
3. Tener en cuenta posibles medidas correctoras en el caso que la respuesta no sea suficientemente satisfactoria, y evaluar si son aconsejables trabajos de facilitación o mantenimiento durante el periodo ini-



cial; de todos modos hay que procurar que el sistema se automantenga a partir de un plazo medio. Este punto conlleva una labor de seguimiento de la respuesta del sistema.

- 4 Seleccionar las especies, materiales y técnicas a utilizar en función del uso posterior, estructura de la comunidad deseable, palatabilidad y recursos alimentarios para la fauna, nivel de protección contra la erosión, respuesta a posibles perturbaciones (fuego, sequía, etc.), facilidad para automantenerse y colonizar nuevos espacios, microclima que pueda producir y facilitación a la entrada de nuevas especies espontáneas; puede ser que nos interese potenciar, o limitar, algunos de estos atributos. En general es aconsejable obtener al final una estructura vegetal heterogénea.

El fenómeno de la erosión no acostumbra a distribuirse homogéneamente en un territorio. Hay áreas, que generalmente representan una fracción pequeña de todo el territorio, mucho más susceptibles de padecer procesos de erosión que el resto. Estas áreas actuarían a modo de fuentes de sedimentos o de escorrentía, mientras que en otras prevalecen los procesos de sedimentación. Sería en aquellas localidades críticas donde se deberían concentrar las acciones más urgentes. Diversos indicios nos pueden ayudar a identificar los puntos más susceptibles a la degradación: escaso o nulo recubrimiento de la superficie por vegetación de porte bajo o por restos vegetales, suelos formados a partir de materiales fácilmente erosionables como arenas, margas o yesos, suelos compactados o desestructurados, acumulación de materiales gruesos por emigración de la tierra fina, aparición de pedestales, descalzados de la vegetación, líneas de concentración de la escorrentía o susceptibles de arroyada, acarcavamientos, badlanización, degradación de terrazas u otras estructuras, etc. Después de un incendio forestal, los substratos margosos o arenosos, con una vegetación previa al fuego dominada por especies no rebrotadoras, pueden presentar un elevado riesgo de degradación (Vallejo & Alloza, 1998).

Tras los incendios forestales de otoño de 1993 en California, se llevó a cabo un plan con el objetivo de disminuir el riesgo de riadas catastróficas a consecuencia de posibles lluvias torrenciales. En el momento de decidir en qué zonas se iba a llevar a cabo las operaciones más urgentes, se siguió el siguiente esquema (Forrest & Harding, 1994):

- 1 Identificación y cartografía de los riesgos potenciales, basándose en mapas de distribución de tormentas, topográficos y geológicos, información hidrológica, fotografías aéreas y prospecciones de campo.

- 2 Determinación de los impactos de los riesgos potenciales sobre la población, propiedades, infraestructuras y redes hidrográficas.

- 3 Valoración global, combinando los 2 puntos anteriores, con el fin de identificar las áreas de alto riesgo, susceptibles de recibir tratamientos urgentes de control de la erosión, que representaron menos del 1% del total de la superficie afectada por el fuego.

Técnicas para la conservación del suelo

Existen diversas publicaciones donde se examinan y describen detalladamente distintos métodos que pueden permitir minimizar los procesos erosivos. Entre ellas cabe mencionar Morgan (1986), De Simon *et al.* (1993), FAO (1986), donde citan a Gray & Leiser (1982) y Schiechl (1980), entre otras, además de una gran cantidad de artículos y libros donde se analizan los resultados de la aplicación de técnicas concretas.

Las estrategias para la conservación del suelo deben orientarse hacia la consecución de:

- Cobertura del suelo que lo proteja del impacto directo de la lluvia
- Mejora de la estabilidad estructural
- Incremento de la capacidad de infiltración para reducir la producción de escorrentía y aumentar la reserva de agua del suelo
- Conseguir una mayor rugosidad superficial para limitar la velocidad de la escorrentía y del viento.

Es necesario conocer si el agente erosivo a regular es la desagregación, el arrastre por escorrentía o el transporte por el viento (Morgan, 1986).

En función de la escala a la que estemos trabajando variarán los factores que intervienen en la producción de sedimentos, los valores de erosión que puedan considerarse como aceptables y la metodología más adecuada. Si el análisis se realiza al nivel de macroescala, el factor que más afecta a la pérdida de suelo es el clima; a mesoescala, ésta se vería influenciada fundamentalmente por el relieve y la litología; a microescala, la erosión dependerá sobre todo de factores asociados al microclima, litología, suelo y cobertura vegetal (Morgan, 1980).

Los medios se pueden dividir en biológicos, de manejo del suelo y mecánicos o físicos (Morgan, 1980). Los primeros se basan en la utilización de la vegetación para proporcionar una protección del suelo; al nivel de la superficie, esta función puede ser realizada por otros tipos de cubierta. El manejo del suelo tiene como objetivos tanto el promover una vegetación densa como la mejora de la estabilidad estructural. Los



medios mecánicos, o manipulación de la microtopografía, controlan los flujos de agua y aire, limitando de esta forma la energía disponible para el transporte erosivo.

Procedimientos biológicos

Dentro de este capítulo englobaremos tanto los métodos que se basan en el establecimiento de una cubierta vegetal apropiada como la aplicación de otros materiales que pueden cumplir, al menos parcialmente, esta función.

La vegetación es, en múltiples situaciones, la estructura más efectiva para el control de la degradación del suelo y la erosión. Cabe distinguir entre la protección de la superficie edáfica, que dependerá de la cobertura, y la estabilización en profundidad, que estará en función del sistema radicular.

En general se considera que una protección óptima de la superficie del suelo se consigue a partir de un 70% de cobertura (Evans, 1980; Morgan, 1980), aunque este valor puede variar en función de la intensidad de la lluvia o del viento, la pendiente, el sustrato, la estructura y distribución de la vegetación, etc. La pérdida de suelo se incrementa al aumentar el porcentaje de suelo desnudo. Otro valor umbral de recubrimiento es 35-30%, por debajo del cual la erosión se intensifica aceleradamente (Morgan, 1980; Elwell & Stocking, 1976), sobre todo en el caso de lluvias intensas (Francis & Thornes, 1990a). Una cubierta del suelo proporciona una reducción del impacto de las gotas de lluvia, una mayor resistencia a los flujos de aire y agua, disminuyendo su fuerza de arrastre y promoviendo la sedimentación del material, una reducción del volumen de agua que llega al suelo debido a la interceptación, y con frecuencia, un incremento de estabilidad de los agregados por el aporte de materia orgánica, y de la capacidad de infiltración a causa de la mejor estructura y de los canales abiertos por las raíces (Sharma, 1995).

Una cuestión de gran importancia es la disposición vertical de la vegetación. Con frecuencia se ha considerado el estrato arbóreo como el mejor protector del suelo, pero si bajo las copas no hay un estrato vegetal más bajo o un horizonte orgánico, sus efectos pueden ser contraproducentes. Ello es debido a que el agua de lluvia puede reorganizarse en la copa de los árboles y caer en forma de gotas mayores y más agresivas (Box & Russell, 1995); por otra parte, se estima que las gotas adquieren un 90% de su velocidad terminal si caen desde una altura de 7m (Morgan, 1986). Diversos trabajos muestran que, en condiciones mediterráneas, un matorral denso puede ejercer un control sobre la erosión tan efectivo como un bosque bien desarrollado (López Bermudez & Albadalejo, 1990; Francis &

Thornes, 1990b). En este último trabajo se aconseja la combinación de matorral de diferente porte y herbáceas para suelos degradados en clima semiárido.

La repoblación con especies arbóreas o arbustivas no es efectiva para conseguir un rápido recubrimiento del suelo, se trataría más bien de una inversión a medio o largo plazo, con el fin de obtener un sistema más complejo, diverso, con más actividad biológica y de mayor resiliencia frente a perturbaciones; asimismo, las plantas de raíz profunda pueden ofrecer estabilidad a las capas profundas del suelo. Pero esto ocurrirá años después de la intervención. Mientras que las plantas sean pequeñas, su recubrimiento es bajísimo y la acción protectora prácticamente nula, mientras que la perturbación asociada a los trabajos de repoblación puede incrementar temporalmente el riesgo de erosión (Shakesby *et al.*, 1994).

La siembra de herbáceas y arbustivas de rápido crecimiento es un tratamiento de urgencia usado desde hace décadas en distintos campos: recuperación de zonas alteradas por actividades mineras o industriales, estabilización de taludes en obras de ingeniería civil, prevención de avenidas en áreas afectadas por incendios forestales, etc. Como tratamiento de urgencia, la siembra se viene utilizando en zonas quemadas del chaparral californiano, desde los años 20. Podemos encontrar ejemplos de utilidades en España, en C.M.A. Andalucía (1996), Bautista *et al.*(1997), y Castell & Castelló (1996), pero su uso es muy limitado. La forma de aplicación más frecuente es la aérea, sobre todo en el caso de grandes extensiones o inaccesibilidad, sin preparación del terreno, pero si la zona de actuación es pequeña se suele aplicar manualmente. Normalmente se recomienda la mezcla de gramíneas y leguminosas, o también combinar anuales y perennes, e incluso incorporando especies arbustivas y/o arbóreas. Se pueden asociar con pretratamientos de las semillas, preparación del terreno, acolchados, fertilizantes, etc. En el pasado, en la mayor parte de las actuaciones se utilizaron mezclas comerciales de especies foráneas, en California la más común era la gramínea anual *Lolium multiflorum*. En el presente existe un creciente interés en la incorporación de semillas nativas.

Los resultados de estos métodos varían notablemente según los casos, y hay autores que dudan de la eficacia de las siembras de emergencia (Conard *et al.*, 1995; Gautier, 1983; Keeley, 1996). Entre las críticas a la aplicación de semillas de especies de crecimiento rápido podemos citar:

- Posibles cambios en la composición y estructura de la vegetación nativa, por competencia sobre todo con las anuales, que podría dar lugar incluso a una menor protección contra los agentes erosivos a largo plazo



- Escaso o nulo incremento de la cobertura vegetal total según las condiciones ambientales. Sobre todo en climas con limitaciones de agua, la germinación y desarrollo de las plántulas estará en función de la impredecible distribución de las lluvias, no pudiéndose garantizar una rápida cobertura del suelo
- En diversas ocasiones, insuficiente reducción de la producción de sedimentos, que no rentabilizaría los costes

De todos modos, otros autores sí que han encontrado menores tasas de erosión tras la siembra (Pinaya *et al.*, 1998; Badia & Martí, 1994; Blandford & Gunter, 1972).

Otra cuestión sería la utilización de la siembra, no como tratamiento de urgencia, sino como método alternativo, económico y de bajo impacto, en las tareas de reforestación. A modo de ejemplo, en el CEAM se está desarrollando una línea de trabajo con el objetivo de mejorar la metodología existente (Blade, 1999).

La aplicación de restos vegetales o inorgánicos para cubrir la superficie, normalmente denominada “*mulching*”, acolchado o empajado, tiene como objetivo proteger la superficie del suelo del impacto directo de las gotas de lluvia, disminuir la velocidad del agua y del viento, disminuir la evaporación, atenuar los cambios microclimáticos, aportar materia orgánica y potenciar la actividad biológica del suelo. Es común en prácticas agrícolas asociadas con el laboreo mínimo o no-laboreo, pero en terreno forestal su uso es más reciente y mucho menos habitual, sirviéndose de él

sobre todo para el control de la competencia y disminuir las pérdidas de agua por evaporación en plantaciones. Por otra parte, el empleo de *mulches* para la restauración es poco frecuente y a menudo forman parte de un tratamiento combinado con revegetación (Bautista, 1999). El material más utilizado es la paja, aunque se están extendiendo otros como virutas de madera, fibra de madera y papel reciclados, corteza triturada, etc. (Austin, 1996). Ultimamente se están ensayando residuos sólidos urbanos compostados y lodos de depuradora, pero más para mejorar la fertilidad y la estructura del suelo que para controlar directamente la erosión (Valdecantos *et al.*, en prensa; Querejeta *et al.*, 1998; Ibañez Granell *et al.*, 1994). Otras técnicas, como hidrosiembras e *hidromulch*, matrices fibrosas, mantas orgánicas o sintéticas, propias de taludes de carreteras y otras obras, resultan demasiado costosas para aplicaciones forestales habituales, aunque en zonas quemadas se ha ensayado algún tipo de *hidromulch*. Poesen (1990) y Box & Rusell (1995) proponen el incremento de la pedregosidad superficial, un *mulch* de gravas y/o piedras, como forma de reducir la escorrentía y la producción de sedimentos.

El *mulch* de paja u otros restos vegetales acostumbra a ser un método efectivo para el control de la erosión (Bautista, 1999; Bautista *et al.*, 1997; Badia & Martí, 1994; Unger, 1996; Morgan, 1986) (figuras 1 y 2), pero no parece haber acuerdo con respecto a la producción de escorrentía (Lattanzi *et al.*, 1974; Zuzel & Pikul, 1993)

En FAO (1986) se describen distintos procedimientos de recubrimiento de laderas mediante materiales

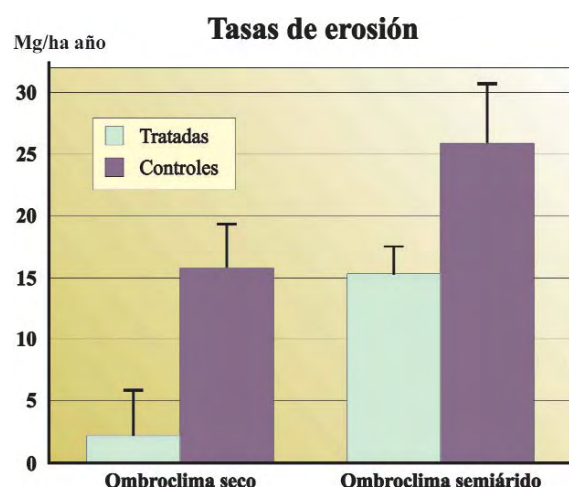


Figura 1. Tasas de erosión obtenidas en parcelas experimentales del CEAM, en distintas zonas afectadas por incendios forestales de la Comunidad Valenciana. El tratamiento corresponde a siembra de herbáceas y *mulch*.

Valores medios y error estándar.

El tratamiento reduce la erosión, que es mayor en ombroclima semiárido.

(Datos extraídos de Bautista *et al.* 1997)

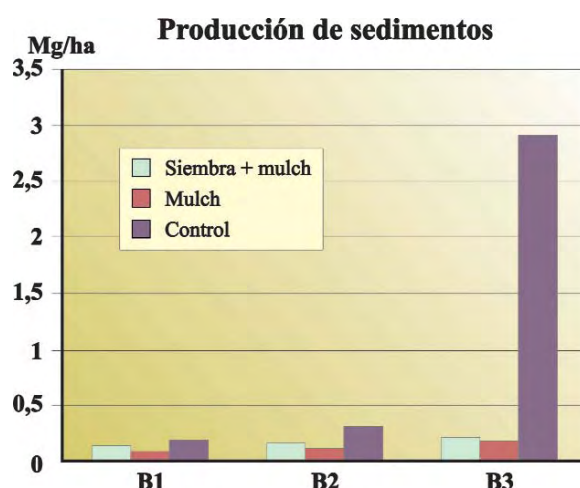


Figura 2: Producciones totales de sedimentos (periodo de 18 meses) en 3 localidades experimentales situadas en Benidorm (Alicante) y afectadas por un incendio forestal.

A pesar de la gran variabilidad espacial, los tratamientos son efectivos, pero no se observan diferencias entre *mulch* solamente y aplicado junto con una mezcla comercial de semillas.

(Datos extraídos de Bautista, 1999)



vegetales muertos y vivos (colchones de ramas, siembras, planchas de césped, heno, estacas, empalizadas, etc.).

Métodos basados en el manejo del suelo y métodos mecánicos

Las medidas reseñadas anteriormente pueden ir acompañadas por otras destinadas a la mejora de las capacidades del suelo, así como por intervenciones en los cauces con el fin de prevenir avenidas (De Simon et al, 1993; Forrest & Harding, 1994; FAO, 1986). En este escrito tan sólo se nombran algunas de ellas, a modo de ejemplo.

Entre los basados en el manejo del suelo hay diferentes técnicas de arado y subsolado, la incorporación al suelo de materia orgánica y otras enmiendas como el yeso y polímeros sintéticos para mejorar la capacidad

de infiltración y la estructura (Levy, 1996), fertilización (las dosis deben de estar balanceadas, para potenciar el crecimiento de algunas especies sin excluir a otras, por ejemplo leguminosas -Mitchley *et al.*, 1996-, y usarla con mucha precaución en el caso de sistemas oligotróficos), etc.

Los métodos mecánicos son muy variados, y van desde la construcción de terrazas (que tienen como consecuencias negativas la destrucción del perfil del suelo y la desaparición de la vegetación presente), al mantenimiento de la estructura de los bancales de cultivo presentes, la instalación y mantenimiento de canales de drenaje, los lechos de ramaje y de piedra, los emparrillados y empalizadas, la construcción de muy diversos tipos de muros de sostenimiento y diques, entre otros.

Referencias bibliográficas

- ANDREU, J.; RUBIO, J.L.; FORTEZA, J. & CERNI, R. 1994. Postfire effects on soil quality and nutrient losses. *Proceedings 2nd International Conference on Forest Fire Research*, vol. II. Nov. 1994. Coimbra. 1241-1250.
- ARONSON, J. & LE FLOC'H, E. 1995. Restauración y rehabilitación de ecosistemas y paisajes degradados: ¿En qué dirección la provincia de Alicante? En: PASTOR, A. & SEVA, E. (eds.). *Restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas mediterráneos*. Instituto de Cultura "Juan Gil-Albert". Alicante. 37-52.
- AUSTIN, C. 1996. Available techniques, materials and equipment instrumental for erosion control. *Lecture book of the First European Conference & Trade Exposition on Erosion Control*. International Erosion Control Association. Sitges, Barcelona. 19-20.
- BADIA, D. & MARTI, C. 1994. Mejora del valor pastoral y medio-ambiental de zonas semiáridas degradadas mediante técnicas de revegetación, remi-corrización y acolchado: II. Aplicación en suelos margosos (*Calcaric Regosol*). *Lucas Mallada*, 6: 37-53.
- BAUTISTA, S. 1999. *Regeneración post-incendio de un pinar (Pinus halepensis Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- BAUTISTA, S.; ABAD, N.; LLOVET, J.; BLADE, C.; FERRAN, A.; PONCE, J.M.; CATURLA, R.N.; ALLOZA, J.A.; BELLOT, J. & VALLEJO, V.R. 1997. Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afectados por incendios forestales. En: VALLEJO, V.R. (ed.). *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia. 395-434.
- BLADE, C. 1999. Siembras de especies forestales. *Reunión de Coordinación del Programa I+D Forestal*. Fundación CEAM. 41-54.
- BLANFORD, R.H. & GUNTER, L.E. 1972. *Emergency revegetation—a review of project evaluations*. California Department of Forestry. Forest, Range and Watershed Management Section. Sacramento. California. 21pp.
- BOX, JR., J.E. & RUSSELL, R. 1995. The effect of surface cover on infiltration and soil erosion. En: AGASSI, M. (ed.). *Soil erosion, conservation and rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. New York. 107-123.
- C.M.A. ANDALUCIA. 1996. *Medio Ambiente en Andalucía. Informe 1996*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 457pp.
- CASTELL, C. & CASTELLO, J.I. 1996. Metodología y resultados de la siembra aérea efectuada en el Parque Natural del Garraf. *Montes*, 46: 51-57.



- CONARD, S.G.; BAYERS, J.L. & WOHLGEMUTH, P.M. 1995. Impactos de la siembra post fuego de gramíneas en sistemas de chaparral. ¿Qué se sabe y hacia dónde dirigirse desde aquí?. En: PASTOR, A. & SEVA, E. (eds.). *Restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas mediterráneos*. Instituto de Cultura "Juan Gil-Albert". Alicante. 121-150.
- DE SIMON, E.; MINTEGUI, J.A.; GARCIA, J.L. & ROBREDO, J.C. 1993. *La restauración hidrológico-forestal en las cuencas hidrográficas de la Vertiente Mediterránea*. Junta de Andalucía. Granada. 325pp.
- DELATRE, E. (ed.). 1993. *Forest fires in Southern Europe: Overview of the EC actions: Towards an international cooperation?* The European Parliament. STOA Programme.
- ELWELL, H.A. & STOCKING, M.A. 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma*, 15: 61-70.
- EVANS, R. 1980. Mecanismos de la erosión hídrica y sus controles espaciales y temporales: Un punto de vista empírico. En: KIRKBY, M.J. & MORGAN, R.P.D. (eds.). *Erosión de suelos*. Editorial Limusa. México. 141-163.
- FAO. 1986. Manual de ordenación de cuencas hidrográficas. Estabilización de laderas con tratamientos del suelo y la vegetación. Roma. 75pp.
- FORREST, C.L. & HARDING, M.V. 1994. Erosion and sediment control: Preventing additional disasters after Southern California fires. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49 (6): 535-541.
- FRANCIS, C.F. & THORNES, J.B. 1990a. Runoff hydrographs from three mediterranean vegetation cover types. En: THORNES, J.B. (ed.). *Vegetation and erosion*. John Wiley & Sons Ltd. 363-384.
- FRANCIS, C.F. & THORNES, J.B. 1990b. Matorral: Erosion and reclamation. En: ALBALADEJO, J.; STOCKING, M.A. & DIAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Murcia. 87-115.
- GAUTIER, C.R. 1983. Sedimentation in burned chaparral watersheds: Is emergency revegetation justified?. *Water Resources Bulletin*, 19 (5): 793-801.
- GRAY, D.H. & LEISER, A.T. 1982. *Biotechnical slope protection and erosion control*. Van Nostrand Reinhold Company. New York. 270 pp.
- IBAÑEZ, A.; INGELMO, F.; GARCIA, J. & SANCHIS, A. 1994. Regeneración de suelos en cultivos abandonados mediante el uso de lodos y cubiertas vegetales. *Studia Oecologica*, X-XI: 101-107.
- KEELEY, J.E. 1996. Postfire vegetation recovery in the Santa Monica mountains under two alternative management programs. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 95 (3): 103-119.
- LATTANZI, A.R.; MEYER, L.D. & BAUMGARDNER, M.F. 1974. Influences of mulch rate and slope steepness on interrill erosion. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 38: 946-950.
- LEVY, G.J. 1996. Soil stabilizers. En: AGASSI, M. (ed.). *Soil erosion, conservation and rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. New York. 267-299.
- LÓPEZ BERMÚDEZ, F. & ALBALADEJO, J. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. En: ALBALADEJO, J.; STOCKING, M.A. & DIAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Murcia. 15-45.
- MITCHLEY, J.; BUCKLEY, G.P. & HELLIWELL, D.R. 1996. Vegetation establishment on chalk marl spoil: The role of nurse grass species and fertiliser application. *Journal of Vegetation Science*, 7: 543-548.
- MORGAN, R.P.C. 1980. Implicaciones. En: KIRKBY, M.J. & MORGAN, R.P.D. (eds.). *Erosión de suelos*. Editorial Limusa. México. 307-362.
- MORGAN, R.P.C. 1986. *Soil erosion and conservation*. Longman Scientific and Technical. New York. 298pp.
- MORGAN, R.P.C.; RICKSON, R.J. & WRIGHT, E. 1990. Regeneration of degraded soils. En: ALBALADEJO, J.; STOCKING, M.A. & DIAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Murcia. 69-85.
- NAVEH, Z. 1990. Fire in the Mediterranean - A landscape ecological perspective. En: GOLDAMER, J.G. & JENKINS, M.J. (eds.). *Fire in ecosystems dynamics*. 1-20, SPB Acad. Publ. The Hague.
- PINAYA, I.; SOTO, B.; ARIAS, M. & FIERROS, F.D. 1998. Erosion due to runoff from burnt hillslope plots left untreated or seeded with native species or a *Lolium multiflorum* mix. *3th International*



- Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology*, vol. II. Nov. 1998. 1653-1662.
- POESEN, J.W.A. 1990. Erosion process research in relation to soil erodibility and some implications for improving soil quality. En: ALBALADEJO, J.; STOCKING, M.A. & DIAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Murcia. 159-170.
 - QUEREJETA, J.I.; ROLDAN, A.; ALBALADEJO, J. & CASTILLO, V. 1998. The role of micorrhizae, site preparation and organic amendment in the afforestation of a semiarid Mediterranean site with *Pinus halepensis*. *Forest Science*, 44 (2): 203-211.
 - SCHIECHTL, H.M. 1980. *Bioengineering for land reclamation and conservation*. The University of Alberta Press Edmonton. 404 pp.
 - SHAKESBY, R.A.; BOAKES, D.J.; COELHO, C.O.A.; GONÇALVES, A.J.B. & WALSH, R.P.D. 1994. Limiting soil loss after forest fire in Portugal: The influence of different post-fire timber clearance practices. *Proceedings 2nd International Conference on Forest Fire Research*, vol. II. Nov. 1994. Coimbra. 1161-1170.
 - SHARMA, P.P. 1995. Interrill erosion. En: AGASSI, M. (ed.). *Soil erosion, conservation and rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. New York. 125-152.
 - STOCKING, M. 1990. The economics of soil quality improvement: How to integrate technical information into decision-making. En: ALBALADEJO, J.; STOCKING, M.A. & DIAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Murcia. 171-189.
 - UNGER, P.W. 1996. Common soil and water conservation practices. En: AGASSI, M. (ed.). *Soil erosion, conservation and rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. New York. 239-266.
 - VALDECANTOS, A.; CORTINA, J. & VALLEJO, V.R. Respuesta de plantones de pino carrasco y encina carrasca a la fertilización. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. En prensa.
 - VALLEJO, V.R. & ALLOZA, J.A. 1998. The restoration of burned lands: The case of eastern Spain. En: MORENO, J.M. (ed.). *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden. The Netherlands. 91-108.
 - VALLEJO, V.R.; BAUTISTA, S. & CORTINA, J. 2000. Restoration for soil protection after disturbances. En: Trabaud, L. (ed.). *Life and environment in the Mediterranean*. WIT Press. 301-343.
 - ZUZEL, J.F. & PIKUL JR., J.L. 1993. Effects of straw mulch on runoff and erosion from small agricultural plots in northeastern Oregon. *Soil Science*, 156 (2): 111-117.



