

ÁREAS DE RIBERA SOSTENIBLES

Una guía para su gestión



RIPIDURABLE

ÁREAS DE RIBERA SOSTENIBLES

Una guía para su gestión

Coordinado por

Daniel Arizpe

Centro para la Investigación y la Experimentación Forestal (CIEF)
Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, Generalitat Valenciana

Ana Mendes

Instituto Superior de Agronomia / Universidade Técnica de Lisboa,
Departamento de Engenharia Florestal

João. E. Rabaça

LabOr - Laboratório de Ornitologia, Departamento de Biologia,
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas ICAM, Universidade de Évora,

© 2008 Generalitat Valenciana

© De los textos, los dibujos y las fotografías: Los respectivos autores.

ISBN: 978-84-482-4966-3

Depósito Legal no.: V-3682-2010

Título original: Sustainable Riparian Zones. A Management Guide

© 2008 Generalitat Valenciana

ISBN: 978-84-482-4967-0

Depósito Legal no.: V-3315-2009

Coordinación de la edición en castellano: Daniel Arizpe Ochoa y Ma Aranzazu Prada Sáez

Traducción: Esther Tortosa Lis y Carlos Tortosa Grobas

Diseño: Essência - ROFFdesign (<http://essencia.roff.pt>)

Impreso en: Gráficas Vimar (<http://www.vimar.es>)

Revisión de la versión original en inglés: Mary Georgina Hardinge con las colaboraciones de Carlos Tortosa Grobas y Dylan Cox.

Fotografías de la portada y de las páginas de separación:

António Luis de Campos: Portada, introducción, parte 2, parte 3 y parte 5;

Jean Roché: Parte 1; Daniel Arizpe: Parte 4; Ana Mendes: Anexos.

Prólogo

Es motivo de gran satisfacción ser testigo del nacimiento del manual "ÁREAS DE RIBERA SOSTENIBLES. UNA GUÍA PARA SU GESTIÓN", un libro que reúne un gran número de contribuciones técnicas y científicas para la gestión sostenible de las áreas de ribera.

Se trata, sin duda, de un tema de gran relevancia en la actualidad. Su importancia radica en el alto valor que las áreas de ribera poseen para la conservación de la naturaleza y de la biodiversidad y en su papel fundamental en la nueva gestión y cultura del agua, una gestión que pretende proteger las masas de agua continentales y sus ecosistemas asociados. Ambos aspectos representan prioridades fundamentales en el ámbito de la política medioambiental.

La diversidad de temas incluidos en el libro y la profundidad con la que se trata da evidencia de la experiencia científica de los autores y la gran calidad y utilidad de este manual. La mejora de los sistemas ripícolas constituye un paso importante en la búsqueda de la calidad ecológica de las masas de agua, un reto que tenemos que asumir en el contexto Europeo, debido a la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/EC).

Analizando la DMA, destaca la gran importancia que se otorga a los temas relacionados con la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos y ripícolas. Un objetivo principal de esta directiva es "...mejorar la protección de las aguas comunitarias (...), proteger los ecosistemas acuáticos así como los ecosistemas terrestres y los humedales que dependen directamente de ellos, y salvaguardar y desarrollar los usos potenciales de las aguas comunitarias".

Entre los principios establecidos por la DMA se puede distinguir la dimensión medioambiental del agua,

es decir, la gestión integrada de las aguas y de los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados, y el principio de precaución, que resalta la prevención de la contaminación mediante el control de las fuentes.

Entre los instrumentos contemplados, la protección del recurso agua y las medidas de mejora integradas en los planes de gestión o adaptadas para fines específicos, se incluyen acciones como la conservación y la rehabilitación de las cuencas y de las zonas húmedas, la restauración y la mejora paisajística de los cursos de agua y los espacios adyacentes, o medidas que tienen por objetivo el cumplimiento de las metas medioambientales asociadas a la buena condición y el alto potencial ecológicos de las masas de agua.

Los contenidos de este manual son de gran relevancia para todas estas iniciativas, encaminadas a alcanzar una buena calidad ecológica de los cursos de agua. Esta obra resulta, en efecto, de utilidad para el apoyo de las prácticas de gestión innovadoras, rigurosas y sostenibles. También constituye una herramienta de trabajo imprescindible para las instituciones que operan a escala local y regional y están involucradas en acciones y tareas dirigidas a apoyar con argumentos tangibles las directrices establecidas en el marco estatutario.

Por consiguiente, quisiera expresar mi reconocimiento a los autores y editores de este libro que es, indudablemente, un paso importante hacia una gestión medioambiental global e integrada de los sistemas fluviales, y es, inequívocamente, innovador y pretende ayudarnos a encontrar las respuestas correctas a los retos importantes a los que nos enfrentemos en el futuro.

Prof. Dr. Francisco Nunes Correia

Ministro de Medio Ambiente, Ordenación Territorial y
Desarrollo Regional de Portugal

Presentación

En los últimos cien años, se ha observado un crecimiento sin precedentes de la población humana y la intensificación de las cada vez más eficientes aplicaciones tecnológicas en todos los ámbitos de su actividad: la industria, el comercio, la construcción y la prospección y extracción de materias primas y recursos biológicos. Dicho crecimiento se ha dado de forma exponencial en los últimos 30 años, de tal forma que, la magnitud de la red de interacciones y de intervención en los ecosistemas ha adquirido una escala global. En los próximos 25 años se estima que las necesidades de agua para la población en crecimiento sobrepasen la disponibilidad de este recurso natural y, en regiones como la mediterránea, que presentan una irregularidad espacial y temporal de acceso a los recursos hídricos, se vuelve más evidente la necesidad de establecer un patrón de desarrollo humano que sea sostenible y que conserve este recurso, junto a los ecosistemas acuáticos asociados.

La presión creciente sobre el agua y el territorio se traducirá en alteraciones cada vez más evidentes en los ecosistemas fluviales, incluyendo modificaciones en los perfiles longitudinal y transversal de los ríos, una desviación profunda de los regímenes naturales de caudales, alteraciones en la calidad del agua, alteraciones en el tipo y cantidad de las fuentes de energía y de alimentación (materia orgánica y nutrientes) del ecosistema y alteraciones procedentes de la interacción con especies exóticas. La vertiente ambiental de la gestión fluvial, inicialmente centrada en aspectos de calidad de agua y en la protección a la escala de especie, ha sido sustituida por una visión holística de la conservación, que se basa en el mantenimiento de los procesos y funciones fluviales, y en la integridad o "salud" del ecosistema fluvial. El objetivo operacional es la recuperación de los ecosistemas alterados, con la intención de alcanzar un estado ecológico próximo al que existía antes de que tuvieran lugar las alteraciones humanas. La Directiva Marco del Agua respaldó legalmente esta nueva visión de la calidad de los ecosistemas acuáticos e impuso plazos para alcanzar el buen estado ecológico. La gestión integrada y la restauración de los ecosistemas acuáticos será una de las áreas de mayor intervención en el futuro de la gestión de los recursos hídricos.

El proyecto europeo Interreg IIIC Sur "RIPIDURABLE, Gestión sostenible de los bosques de ribera", se desarrolló entre los años 2005 y 2008, y se dedicó a estudios sobre la ecología y la dinámica de los corredores fluviales, incluyendo sus componentes hidrofísicos y biológicos, y a la forma en cómo este conocimiento puede ser aplicado en la correcta gestión de estos ecosistemas, particularmente, en acciones concretas de restauración. El proyecto se define por tres importantes aspectos:

- a) un equipo multidisciplinar que reunió aptitudes y sensibilidades de diversas áreas científicas, incluyendo geógrafos, ornitólogos, botánicos, ecologistas, ingenieros forestales, genetistas, entre otros;
- b) la naturaleza profundamente actual y relevante de los temas desarrollados, teniendo en cuenta las necesidades de gestión y restauración impulsadas por los objetivos ambientales de la Directiva Marco del Agua;
- c) el desarrollo y la aplicación de los conocimientos adquiridos en los corredores fluviales de varios países mediterráneos (Portugal, Francia, España y Grecia), en donde se han intervenido y alterado los espacios ripícolas durante miles de años, a pesar de tratarse de ecosistemas únicos en el paisaje de muchos valles, sobre todo, durante la época estival.

El enorme esfuerzo realizado por todos los socios del proyecto en cuanto a la cooperación y aportación sin reservas de sus conocimientos y contactos contribuyó de forma significativa a la calidad del manual que aquí se presenta. El ambiente cálido, cercano y entusiasta con el que participaron todos los autores se ve reflejado en los contenidos de esta guía, por lo que puedo decir que ha sido un verdadero placer formar parte de este equipo.

El liderazgo editorial de este proyecto ha requerido un esfuerzo enorme por parte del CIEF, el Instituto Superior de Agronomía y la Universidad de Évora por combinar los conocimientos y las experiencias de las diferentes universidades, los institutos de

investigación y las autoridades regionales y locales de conservación y de gestión territorial. A pesar de las dificultades, ésta parece ser la forma correcta de actuar en la búsqueda de la recuperación y la conservación de nuestros ecosistemas.

La información acumulada a lo largo del proyecto RIPIDURABLE, y de otros proyectos con una temática similar, no pone punto final, de forma alguna, a la necesidad de conocer más y mejor las áreas de ribera mediterráneas y sus posibilidades de gestión y

recuperación; no obstante, constituye un patrimonio de conocimiento sistemático y estructurado que provee las bases de esta Guía de Gestión. En esta empresa, no solamente han contribuido los miembros de RIPIDURABLE, también otros investigadores involucrados en proyectos de restauración y de mejora fluvial han aportado sus conceptos de conservación y de gestión de ecosistemas. El resultado constituye un marco didáctico, que esperamos sea de utilidad para todos los que trabajan, de alguna forma, con la gestión de los ecosistemas fluviales.

Maria Teresa Ferreira

Profesora Titular del Instituto Superior de Agronomía
de la Universidad Técnica de Lisboa

Autores

Maria Helena Almeida

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal

Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal

<http://www.isa.utl.pt>

Daniel Arizpe Ochoa (coord)

Centro para la Investigación y la Experimentación
Forestal (CIEF), Conselleria de Medio Ambiente,
Agua, Urbanismo y Vivienda, Generalitat Valenciana

Comarques del País Valencià 114-6, 46930 Quart de Poblet, España

<http://www.cth.gva.es>

mfr.banc@gva.es

Domingo Baeza Sanz

Grupo de Investigación en Hidrobiología /
ECOHIDRAULICA S.L.

Rodríguez San Pedro, 11bis Oficina 407

28015 Madrid, España

<http://www.ecohidraulica.com/equipotecnico.htm>

Erwin Bergmeier

Abteilung Vegetationsanalyse und
Phytodiversität, Albrecht-von-Haller-Institut für
Pflanzenwissenschaften, Universität Göttingen

Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen, Alemania

<http://www.geobotanik.org/bergmeier/index.html>

Rhema H. Bjorkland

Duke University

135 Duke University Marine Lab Rd, Beaufort, North Carolina

28516, EE. UU.

<http://www.duke.edu/>

Ronald Bjorkland

Craven Community College

305 Cunningham Blvd., Havelock, North Carolina 28532, EE. UU.

<http://www.cravenc.edu/>

Pedro Brufao Curiel

Área jurídica de AEMS-Ríos con Vida /
Facultad de Derecho, Universidad de Extremadura

Avda. de la Universidad, s/n, 10071 Cáceres, España

<http://riosconvida.es>

António Campeã da Mota

Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento
Rural

Av. Afonso Costa 3, 1949-002 Lisboa, Portugal

David Catita

Departamento de Ambiente e Ordenamento do
Território / EDIA, Empresa de Desenvolvimento e
Infraestruturas de Alqueva, S.A.

Rua Zeca Afonso, 2 - 7800 - 522 Beja, Portugal

<http://www.edia.pt>

Yorgos Chatzinikolaou

Hellenic Center for Marine Research /
Institute of Inland Waters

46,7 km Atenas-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Grecia

<http://www.hcmr.gr>

Rui Cortes

Departamento Florestal, Universidade de Trás-os-
Montes e Alto Douro

UTAD, Apart. 10135001-801 Vila Real, Portugal

<http://www.utad.pt>

Henri Décamps

Centre National de la Recherche Scientifique and
Université Paul Sabatier, EcoLab / Laboratoire
d'écologie fonctionnelle

29 rue Jeanne Marvig, BP 24349, 31055 Toulouse cedex 4, Francia

<http://www.ecolab.ups-tlse.fr>

Panayotis Dimopoulos

Faculty of Environmental and Natural Resources
Management, Lab. of Ecology and Biodiversity
Conservation, University of Ioannina
Seferi 2, 30100 Agrinio, Grecia
<http://www.env.uoi.gr>

Michael Döring

Wasserforschungs-Institut / Eidgenössische
Technische Hochschule Zürich (EAWAG-ETH)
Eawag, Box 611, 8600 Duebendorf, Suíza
http://www.eawag.ch/index_EN

Maria Cristina Duarte

Jardim Botânico Tropical, Instituto de
Investigação Científica Tropical, Lisboa, Portugal.
<http://www2.iict.pt/jbt/>

Alcibiades N. Economou

Hellenic Center for Marine Research /
Institute of Inland Waters
46,7 km Atenas-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Grecia
<http://www.hcmr.gr>

Dalila Espirito-Santo

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal
Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt>

André Fabião

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal
Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt/def/>

António Fabião

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal
Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt/def/>

Carla Faria

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal
Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt/def/>

Rosário Fernandes

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal
Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt>

José Anastasio Fernández Yuste

Unidad docente de Hidráulica e Hidrología de la
Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal,
Universidad Politécnica de Madrid
Avda. de Ramiro de Maeztu s/n, 28040 Madrid, España
<http://www.forestales.upm.es>

Maria Teresa Ferreira

Instituto Superior de Agronomia / Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia
Florestal
Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt/def/>

José Carlos Ferreirinha

Câmara Municipal de Alpiarça
R. José Relvas nº 374 - 2090 Alpiarça, Portugal
<http://www.cm-alpiarca.airc.pt>

Carlos Freitas

Direcção Geral de Agricultura e
Desenvolvimento Rural
Av. Afonso Costa 3, 1949-002 Lisboa, Portugal

Bernard Frochot

Université de Bourgogne, Faculté des Sciences de la
Vie et de l'Environnement, Laboratoire d'Écologie
B.P. 138, F-21004 Dijon, Francia
<http://www.u-bourgogne.fr/>

Diego García de Jalón-Lastra

Departamento de Ingeniería Forestal,
ETSI Montes Universidad Politécnica de Madrid
Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid, España
<http://www.montes.upm.es/>

Sofia Giakoumi

Hellenic Center for Marine Research /
Institute of Inland Waters
46,7 km Atenas-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Grecia
<http://www.hcmr.gr>

Carlos Godinho

LabOr / Laboratório de Ornitologia, Grupo
de Investigação em Ecossistemas e Paisagens
Mediterrânicas / ICAAM,
Universidade de Évora
7002-554 Évora, Portugal
<http://www.uevora.pt>

Maria da Graça Saraiva

Faculdade de Arquitectura da Universidade Técnica
de Lisboa / Centro de Sistemas Urbanos e Regionais
(CESUR)
<http://www.fa.utl.pt/>

Vassilis Hatzirvassanis

Granikou 57, Vironas GR-16233, Atenas, Grecia

Rita Hipólito

Câmara Municipal de Alpiarça
R. José Relvas nº 374 - 2090 Alpiarça, Portugal
<http://www.cm-alpiarca.airc.pt>

Ana Ilhéu

Departamento de Ambiente e Ordenamento do
Território / EDIA, Empresa de Desenvolvimento e
Infraestruturas de Alqueva, S.A.
Rua Zeca Afonso, 2 - 7800 - 522 Beja, Portugal
<http://www.edia.pt>

Kasper Johansen

Centre for Remote Sensing and Spatial Information
Science, School of Geography, Planning and
Environmental Management. The University of
Queensland
Brisbane, QLD, 4072, Australia
<http://www.gpem.uq.edu.au/crssis/>

Johannes Konstanzer

Tiroler Umweltnaturverwaltung
Brixnerstraße 2/3, 6020 Innsbruck, Austria
<http://www.tiroler-umweltnaturverwaltung.gv.at/>

Gonçalo Leal

Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento
Rural
Av. Afonso Costa 3, 1949-002 Lisboa, Portugal
<http://www.dgadr.pt/>

Irini Loi

ETANAM S.A.L.G.O. / Development Agency for South
Epirus - Amvrakikos S.A.L.G.O.
Lascaratou - Periochi Ydragogeiou, 48100 Preveza, Grecia
<http://www.etanam.gr>

Juan Carlos López Almansa

Universidad Católica de Ávila
C/ Canteros s/n, 05005 Ávila, España
<http://www.ucavila.es/>

Miguel Marchamalo

Departamento de Ingeniería y Morfología del
Terreno, ETSI Caminos, Canales y Puertos,
Universidad Politécnica de Madrid /
Ecohidráulica S.L.
Prof. Aranguren s/n, Ciudad Universitaria 28040, Madrid, España
<http://www.caminos.upm.es/imt/imt.htm>

Carolina Martínez Santa-María

Unidad docente de Hidráulica e Hidrología de la
Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal /
Universidad Politécnica de Madrid
Avda. de Ramiro de Maeztu s/n - 28040 Madrid, España
<http://www.forestaes.upm.es/>

Michael M. McClain

Florida International University, Department of Environmental Studies

11200 SW 8th Street Miami, Florida 33199, EE. UU.

<http://www.fiu.edu/>

Ana Mendes (coord)

Instituto Superior de Agronomia / Universidade Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia Florestal

Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal

<http://www.isa.utl.pt>

aismendes@isa.utl.pt

António Mira

Departamento de Biologia, Grupo de Investigação em Ecossistemas e Paisagens Mediterrânicas / ICAAM, Universidade de Évora

7002-554 Évora, Portugal

<http://www.uevora.pt>

Ilídio Moreira

Instituto Superior de Agronomia / Universidade Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia Florestal

Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal

<http://www.isa.utl.pt>

Kátia Morgado

Consultora autónoma

Christian Moritz

ARGE Limnologie

Hunoldstrasse 14; A-6020 Innsbruck, Austria

Robert J. Naiman

University of Washington, School of Aquatic and Fishery Sciences

Room 224B FSH; Box 355020, Seattle, WA 98195-5020, EE. UU.

<http://www.fish.washington.edu/>

Vanda Nunes

Câmara Municipal de Alpiarça

R. José Relvas nº 374 - 2090 Alpiarça, Portugal

<http://www.cm-alpiarca.airc.pt>

Francisco Nunes Godinho

Centro de Estudos Florestais /

Conselho Nacional da Água

Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal

<http://www.portugal.gov.pt>

Filipa Pais

Divisão de Ambiente e Serviços Urbanos / Câmara Municipal de Montemor-o-Novo

Largo dos Paços do Concelho, 7050-127 Montemor-o-Novo,

Portugal

<http://www.cm-montemornovo.pt>

Rui Peixoto

Instituto Superior de Agronomia / Universidade Técnica de Lisboa, Departamento de Engenharia Florestal

Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal

<http://www.isa.utl.pt>

Teresa Pinto Correia

Departamento de Planeamento Biofísico e

Paisagístico, Grupo de Investigação em

Ecossistemas e Paisagens Mediterrânicas / ICAAM,

Universidade de Évora

7002-554 Évora, Portugal

<http://www.uevora.pt>

João E. Rabaça (coord)

LabOr / Laboratório de Ornitologia, Departamento de Biologia, Grupo de Investigação em Ecossistemas e

Paisagens Mediterrânicas / ICAAM,

Universidade de Évora

7002-554 Évora, Portugal

<http://www.uevora.pt>

jrabaca@uevora.pt

Artur Ribeiro

Consultor autónomo

Rua Prof. Alfredo de Sousa, nº 6 5E - 1600-188 Lisboa, Portugal

Jean Roché

Consultor autónomo

53, rue de l'école, Le Sambuc, 13200 Arles, Francia

Joaquim Rosa do Céu

Câmara Municipal de Alpiarça

R. José Relvas nº 374 - 2090 Alpiarça, Portugal

<http://www.cm-alpiarca.airc.pt>

Paola Sangalli

Asociación Española de Ingeniería del Paisaje

Apartado 5064, 20080 San Sebastián, España

<http://www.aeip.es>

Adélia Sousa

Departamento de Engenharia Agrícola, Grupo de Investigação: Água, Solo e Clima / ICAAM, Universidade de Évora

7002-554 Évora, Portugal

<http://www.uevora.pt>

Paulo Sá Sousa

Departamento de Biologia, Grupo de Investigação em Ecossistemas e Paisagens Mediterrânicas, ICAAM, Universidade de Évora

7002-554 Évora, Portugal

<http://www.uevora.pt>

Klement Tockner

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

im Forschungsverbund Berlin e.V., Müggelseedamm 310

12587 Berlin, Alemania

<http://www.igb-berlin.de/>

Pilar Vizcaino Martínez

Grupo de Investigación en Hidrobiología / ECOHIDRAULICA S.L.

Rodríguez San Pedro, 11bis Oficina 407

28015 Madrid, España

<http://www.ecohidraulica.com/equipotecnico.htm>

Alexios Vlamis-Gardikas

Perrikou 40, Nea Philothei Athinon, GR-11524, Atenas, Grecia

Stamatis Zogaris

Hellenic Center for Marine Research / Institute of Inland Waters

46,7 km Atenas-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Grecia

<http://www.hcmr.gr>

Contenidos

Introducción

16 Introducción

Morfología y dinámica de las áreas de ribera. Principios para su gestión y restauración.

- 22 1.1 Morfología y dinámica de las áreas de ribera
- 28 1.2 Principios básicos de la restauración fluvial
- 48 1.3 La importancia de la geomorfología en la rehabilitación de las áreas de ribera

Descriptorios biológicos.

Los ríos como corredores ecológicos

- 66 2.1 Flora y vegetación de ribera
- 84 2.1.1 La vegetación leñosa de ribera en Grecia
- 89 2.1.2. Los bosques de ribera en la Península Ibérica
- 96 2.2 La influencia de la vegetación de ribera en los peces
- 101 2.3 Anfibios y reptiles semiacuáticos
- 105 2.4 Las aves de ribera
- 110 2.5 Mamíferos

Herramientas para la evaluación de la calidad ambiental de los paisajes ripícolas

- 114 3.1 Los sistemas de ribera: espacios bajo una presión antrópica constante
- 122 3.2 Análisis del paisaje y del papel estructurante de los corredores ripícolas
- 127 3.3 Protocolos de evaluación visual rápida para el estudio de las áreas de ribera
- 142 3.4 Estética del paisaje: evaluación de la percepción social
- 148 3.5 Aplicación de la teledetección en las áreas de ribera
- 157 3.6. Las aves: indicadores biológicos de los ecosistemas de ribera

Desarrollo y ejecución de proyectos

- 164 4.1 Preparación de un proyecto
- 168 4.2 Pautas jurídicas y administrativas en la restauración de ríos y humedales
- 171 4.3 Diseño de un proyecto
- 177 4.4 Selección de técnicas de actuación
- 192 4.5 Técnicas de ingeniería biológica utilizadas en la restauración fluvial
- 198 4.6 Maquinaria para el control de la vegetación
- 202 4.7 Establecimiento de la vegetación de ribera
- 210 4.8 Bosques de ribera sostenibles: valor económico y buenas prácticas forestales

Estudios de caso

- 220 5.1 Un único propietario en ámbito rural: proyecto de rehabilitación de Paul da Goucha
- 244 5.2 Varios propietarios en una zona rural: rehabilitación del Gandum y del Almansor
- 251 5.3 Varios propietarios en un área protegida: el bosque de ribera en Amvrakikos
- 268 5.4 Un único propietario en una zona rural: reforestación del embalse de Pedrogão
- 274 5.5 Múltiples propietarios en un área protegida: la revitalización del río Lech

Anexos

- 282 Listado de Directivas, Convenios y Comunicaciones Europeas relevantes
- 286 Socios del proyecto RIPIDURABLE





Introducción

Introducción

Hablar de "sostenibilidad ecológica" y "desarrollo sostenible" desde un punto de vista conceptual resulta complicado y controvertido. El uso del término "sostener", derivado como sustantivo y adjetivo en estos dos epígrafes presenta una evidente contradicción ontológica que se ha instalado profundamente en todos los sectores de la sociedad y su lenguaje, principalmente, el político, hasta llegar, incluso, al título de este libro. Si nos ceñimos estrictamente al significado del verbo "sostener", del latín *sustinere* (*sus-*, desde abajo y *tenere*, sujetar) se hace patente el carácter estático que encierra esta idea, todo lo contrario a la definición de "desarrollo" que implica dinamismo, movimiento, cambio, progreso... (Redclift, 2005; Noguera de Echeverri, 2006). Del mismo modo, si pensamos en la ecología como la ciencia que estudia las interrelaciones entre los seres vivos y su interacción con el medio, donde la dinámica de procesos físicos, químicos y biológicos es la característica fundamental que la define (Margalef, 1992), encontramos que, intentar "sostener" estos sistemas, por definición, altamente cambiantes, no deja de ser, en cierta forma, paradójico.

Dicho esto ¿Por qué dedicar, entonces, un libro a la gestión sostenible de las zonas de ribera? Unas zonas que, al estar asociadas a los sistemas fluviales, se encuentran, en mayor o menor medida, bajo la constante influencia de un régimen de alteraciones y procesos hidro-geomorfológicos de gran magnitud, y que, debido a esto justamente, albergan uno de los conjuntos de comunidades biológicas más dinámicos y heterogéneos que existen en la naturaleza (Piégay *et al.*, 2003; Ward y Tockner, 2001).

Para entender la "sostenibilidad" debe tenerse en cuenta que su definición es producto de una convención social y política nacida en el informe Brundtland a final de los años ochenta y ratificada, unos años más tarde, en el seno de la primera Cumbre para la Tierra, de la cual surgió la "Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y Desarrollo" (ONU, 1992). Aquí, se declara que bajo una perspectiva de sostenibilidad se deben conciliar los llamados "tres pilares" del desarrollo: el progreso económico, la

justicia social y la preservación del medioambiente. En el centro de dichos pilares se encuentran las personas, como se establece en el principio 1 del citado documento: "los seres humanos constituyen el centro de las preocupaciones relacionadas con el desarrollo sostenible. Tienen derecho a una vida saludable y productiva en armonía con la naturaleza". Según esta definición, son los seres humanos los que, desde una visión completamente antropocéntrica, definen los objetivos de la sostenibilidad, y entre ellos, de la preservación del medioambiente y de la biodiversidad. Por lo tanto, conceptos relacionados con el término "sostenibilidad", tienen que estar por fuerza relacionados con un tipo de actividad humana y con su impacto en la naturaleza y que, como ya se ha mencionado antes, definir la "sostenibilidad ambiental" por sí misma, es decir, desde una visión biocéntrica, es, por lo menos, cuestionable. Lo que queremos decir con esto es que, al hablar aquí de "áreas de ribera sostenibles", lo hacemos desde la intención consciente de intervenir en su funcionamiento, sea dejándolas actuar libremente, sea regulándolas de algún modo o explotando sus recursos naturales, dicho en otras palabras, cuando nos referimos a la sostenibilidad de las áreas de ribera nos remitimos a su gestión.

Teniendo en cuenta la gran diversidad de intereses que coexisten en el conjunto de la sociedad y lo laxo de la definición de sostenibilidad, es muy fácil que objetivos radicalmente encontrados tengan cabida bajo esta misma idea y que, prácticamente, todo valga (Arribas Herguedas, 2007). Debido a esto, definir los criterios que se han de seguir dentro de un programa de gestión sostenible en zonas naturales se vuelve indispensable y, precisamente, proporcionar las ideas que ayuden a definir estos criterios es el propósito central de este libro.

Un modelo de gestión sostenible, o racional, del medio natural debe basarse en una profunda comprensión de su funcionamiento, a partir de la cual sea posible determinar los impactos que cualquier actividad humana pueda tener sobre los sistemas naturales e intentar minimizarlos al máximo. Los sistemas de

ribera proporcionan a la sociedad muchos y muy importantes servicios medioambientales, como se verá en el desarrollo de este libro, y mantenerlos en el tiempo debe ser uno de los objetivos principales de cualquier actividad de gestión, con el fin de garantizar la subsistencia de las generaciones futuras. Por otro lado, es sabido que la eficiencia de los sistemas naturales en el cumplimiento de sus funciones ecológicas y, por lo tanto, en el suministro de servicios medioambientales, aumenta en estados de conservación mayor, llegando a ser máxima en medios inalterados o salvajes (SER, 2004; MEA 2005). Por lo tanto, el objetivo principal que debe perseguir todo plan de gestión es conservar, en los casos de buen estado ecológico, y restaurar, en los casos de degradación, los elementos que ayudan a mantener la dinámica natural de los sistemas de ribera, puesto a que, en este estado, los procesos de sucesión ecológica se adecuan a las características hidrogeomorfológicas y bioclimáticas del sitio y, por lo tanto, las comunidades biológicas que allí se establecen poseen un mayor grado de resiliencia (Aronson *et al.*, 2007). De esta forma, suponemos que, cuanto mejor conservadas se encuentren las zonas naturales, más estables serán éstas en el tiempo y requerirán menos intervenciones y recursos externos para garantizar su buen funcionamiento.

La comprensión del funcionamiento de los complejos sistemas de ribera no puede ser abordada de modo unilateral. Para ello, es necesario integrar en el análisis la visión de múltiples disciplinas y puntos de vista. En este sentido, ya que este libro pretende aportar al lector una visión global de lo que son y cómo funcionan estos sistemas naturales, han participado en su elaboración un total de 64 autores; cabe decir que esta misma variedad de visiones y puntos de vista ha complicado notablemente la tarea de dar un hilo conductor coherente a esta obra, una tarea de la que los editores esperamos haber estado a la altura.

La presente guía ha sido concebida como herramienta práctica que puede ser de gran utilidad para los gestores y los profesionales implicados en la conservación y/o restauración de los ríos y sus riberas, pudiendo ser también un libro de consulta para estudiantes y académicos o un inóculo de ideas que despierte el interés del gran público por estos

temas. Si hemos sido capaces de transmitir al lector la necesidad de conservar y proteger los ríos y sus riberas con su estructura y sus funciones naturales, nos sentiremos sumamente satisfechos.

La cualidad de compilación característica del volumen que presentamos ofrece al lector la posibilidad de acercarse a él siguiendo el orden natural de los capítulos o por capítulos sueltos, según sus propios intereses y necesidades. Esta versatilidad responde al esfuerzo de estructurar el libro de manera que cada capítulo se presente como una unidad independiente que ofrece una idea conclusa, si se lee de forma individual; al tiempo que se consigue una coherencia unitaria que aporta un conocimiento progresivo si se opta por la lectura de principio a fin. Se ha intentado tratar la mayoría de aspectos y temas principales que afectan a la integridad de los ecosistemas ripícolas, procurando siempre adoptar una visión amplia que sea aplicable en la gran mayoría de casos. No obstante, el libro tiene una marcada tendencia mediterránea, debido al origen de la mayoría de sus autores y al contexto en el cual fue creado.

En la primera parte se definen los conceptos básicos sobre la dinámica y morfología de las áreas de ribera -la matriz sobre la cual tienen lugar todos los demás procesos-, así como las leyes que los rigen. En esta sección se definen también los principios básicos en la restauración de riberas, desde un profundo análisis del concepto mismo de "restaurar", así como algunos ejemplos de modelos de la ingeniería biofísica, para estimar la estabilidad del cauce frente a los procesos erosivos fluviales. La segunda parte presenta, de forma breve, los elementos bióticos de los sistemas ripícolas. Éstos se han separado en los siguientes grupos: vegetación, peces, anfibios y reptiles, aves y mamíferos. Los diferentes grupos biológicos y las especies se tratan desde la perspectiva de sus hábitats y su dinámica, frente a un enfoque reduccionista a nivel de especie, debido a que es ésta la información que se considera más relevante para la elaboración de planes de gestión o de un proyecto de restauración (Armsworth *et al.*, 2007). En este sentido, se incluyen dos apartados donde se describen las principales comunidades vegetales ripícolas en los dos extremos de la región mediterránea europea: las penínsulas helénica e ibérica. La tercera parte, se ha concebido

como una miscelánea de temas relacionados con diferentes herramientas de evaluación y estudio de las áreas de ribera. Frente a la visión más descriptiva adoptada en las dos primeras secciones, principalmente la segunda, en los capítulos de esta sección se enfrentará al lector con la complejidad de acercarse, entender y, sobre todo, cuantificar la naturaleza y sus procesos, para después acometer la difícil tarea de describirlos y explicarlos. Una vez se conocen los principales elementos y el funcionamiento de las zonas de ribera, así como algunas formas de estudiarlos, se está un poco más preparado para pasar a la acción. En la cuarta parte, se describen los elementos principales propios de los procesos de elaboración y ejecución de un proyecto de restauración ecológica desde un enfoque multidisciplinar. También se tratan aquí diferentes técnicas y maquinaria utilizadas en el mantenimiento de cauces y taludes, así como algunas técnicas de bioingeniería en la estabilización de taludes y métodos y criterios para la reintroducción y establecimiento de vegetación de ribera. En esta sección, se pueden ver también algunas recomendaciones de gestión y uso forestal para estas zonas. La quinta y última parte del libro está reservada a la presentación de los tres proyectos de rehabilitación ecológica elaborados durante el proyecto RIPIDURABLE, y ha sido enriquecida con la incorporación de otros dos proyectos externos. Los argumentos teóricos discutidos hasta aquí, podrán ser evaluados en estos cinco ejemplos de intervenciones sobre sistemas ripícolas de contextos muy diversos. Los ejemplos se centran, entre otras cosas, en las diferentes formas de tenencia y dominio de la tierra, y su influencia en la ejecución de los proyectos y posterior gestión de las zonas rehabilitadas. Para finalizar, se facilita a los lectores una lista de las normativas europeas relevantes para la gestión de los ríos y sus riberas.

El libro que presentamos es producto de un proyecto de cooperación interregional llamado RIPIDURABLE (<http://www.ripidurable.eu>) financiado con fondos de la Comunidad Europea a través del programa INTERREG IIIC Sur. Un proyecto que aunó a diez socios provenientes de cuatro países del sur de Europa, durante tres años y medio, con el objetivo de buscar respuestas a problemas relacionados con la gestión y restauración de las áreas de ribera. El partenariado de RIPIDURABLE ha sido el responsable de elegir

al equipo editorial y de concebir la estructura y contenidos centrales de esta guía, para lo cual se puso en marcha un proceso participativo con la intención de recoger las aportaciones y sugerencias de los distintos participantes en su diseño. Al igual que los editores, una buena parte de los autores de esta guía pertenecen a las instituciones que participaron en RIPIDURABLE. Para completar la lista de autores y cubrir los requisitos planteados, se ha reclutado por distintas vías a un grupo diverso de expertos, los cuales se han implicado con gran interés en nuestra tarea. Sabemos que todos ellos son personas muy comprometidas con su profesión, por lo tanto, extremadamente ocupados en sus tareas diarias. La dedicación de tanto tiempo y esfuerzo en la creación de este libro es merecedora de nuestro más profundo agradecimiento y lo mínimo que podemos hacer es dejarlo impreso en estas líneas. Estamos convencidos de que todos los autores, tanto internos como externos, han cumplido las expectativas con creces: a todos, muchas gracias.

En la creación de un libro no sólo se involucran autores y editores, también participan directa e indirectamente diversas personas a las cuales quisiéramos agradecer también. De forma muy especial, mencionamos a los responsables de las ediciones en francés, Paula Dias y, en griego, Panayotis Dimopoulos, por su paciencia y comprensión a lo largo del proceso de edición; a Georgina Hardinge por su vital contribución corrigiendo los textos en inglés y por sus acertados comentarios; también de mucha importancia han sido las aportaciones de Esther Tortosa, Ana Izquierdo, Rosa Gómez y Nuno Paulino por ayudar a concretar todos los procesos administrativos y legales necesarios; este libro no habría sido posible sin el apoyo de las instituciones que lo han financiado y de las personas que han contribuido a que el complejo proceso de pagos y subvenciones funcione correctamente, agradecemos por este motivo al equipo del programa INTERREG IIIC Sur en Valencia, particularmente a Amparo Montán, a los miembros de la Unidad de Coordinación Nacional Portuguesa, Fernando Nogueira y Raquel Baptista, y a los equipos administrativos de los diez socios de RIPIDURABLE; gracias también a todas las personas que amablemente nos han cedido sus fotografías y dibujos, contribuyendo a realzar el valor didáctico y visual de la obra, y al equipo de diseñadoras, Vanessa y Patricia, por darle al libro forma y color; y, por último,

quisiéramos sobre todo agradecer a todos los socios del Proyecto Ripidurable por confiar en nosotros y apoyarnos en todo momento, de forma muy especial a Stam, Arantxa, Carla, André, Carlos, Irini, Jean y Filipa.

Llegados a este punto, no nos queda más que esperar que el libro sea de vuestro agrado y deseamos una lectura placentera.

Los Coordinadores

Bibliografía

Armsworth PR, Chan KMA, Daily GC, Ehrlich PR, Kremen C, Ricketts TH, Sanjayan MA (2007) Ecosystem-Service Science and the Way Forward for Conservation. *Conservation Biology* 21(6):1383-1384

Aronson J, Milton SJ, Blignaut JN (2007) (eds) Restoring natural capital: Science, Business, and Practice. Island Press, Washington DC, USA

Arribas Herguedas F (2007) La idea de desarrollo sostenible. *Sistema* 196:75-86

Margalef R (1992) *Ecología*. Editorial Planeta. Barcelona

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and Human Well-Being Synthesis*. Island Press, Washington, DC, USA.

Noguera de Echeverri AP (2005) ¿Poéticamente habita el hombre la tierra? Una reflexión sobre el pensar ambiental complejo desde el habitar. En Noguera de Echeverri AP (ed) *Avances en filosofía y medio ambiente en Iberoamérica*. *Ideas Ambientales* 3:23-35

Piegay H, Patou G, Ruffinoni C (2003) (eds) *Les forêts riveraines des cours d'eau. Écologie, fonctions et gestion*. Institut pour le développement forestier. Paris

Redclift M (2005) Sustainable development (1987-2005): An oxymoron comes of age. *Sustainable Development* 13:212-227

Society for Ecological Restoration (SER) International Science and Policy Working Group (2004) *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson: Society for Ecological Restoration International (www.ser.org)

United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) (1992) *Earth Summit, Agenda 21, Rio Declaration on Environment and Development*. United Nations, New York. (<http://www.un-documents.net/agenda21.htm>)

Ward JV, Tockner K (2001) Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46:807-819

Agradecimientos de la versión en castellano

Quisiera agradecer, en primer lugar, a mis compañeras y compañeros del CIEF-Banco de Semillas Forestales por el apoyo durante estos largos meses, mientras tuvo lugar la edición del libro; por todas las tareas que dejé de hacer y que tuvieron que asumir otros. Entre ellos, quisiera agradecer de manera especial a Arantxa Prada por

la valiosa y muy acertada revisión de los textos. Por el mismo motivo, y no menos importante, agradezco también a Esther Tortosa, por leer y revisar el libro entero durante sus vacaciones. Muchas gracias también a Joan Miquel Benavent por su ayuda con los nombres comunes de las aves en castellano.

Daniel Arizpe





1

Morfología y dinámica
de las áreas de ribera

Definición y delimitación de las áreas de ribera

Las áreas de ribera son zonas de transición tridimensionales, donde ecosistemas terrestres y acuáticos entran en contacto e interactúan directamente, ocupando el espacio que se extiende desde el margen de las masas de agua hasta el borde de los sistemas de ladera. (Naiman *et al.*, 2005; Malard *et al.*, 2006; Stanford *et al.*, 2005; Gregory *et al.*, 1991; Figura 1.1.1). Las dimensiones

del área de ribera están directamente relacionadas con el tipo de curso de agua, abarcando desde las estrechísimas franjas que acompañan los encajados ríos de cabecera, caracterizados por tener pocos rasgos geomorfológicos y estar integrados, casi por completo, dentro del mismo bosque de ribera; hasta los complejos sistemas ripícolas a lo largo de los grandes ríos, dando forma a llanuras de

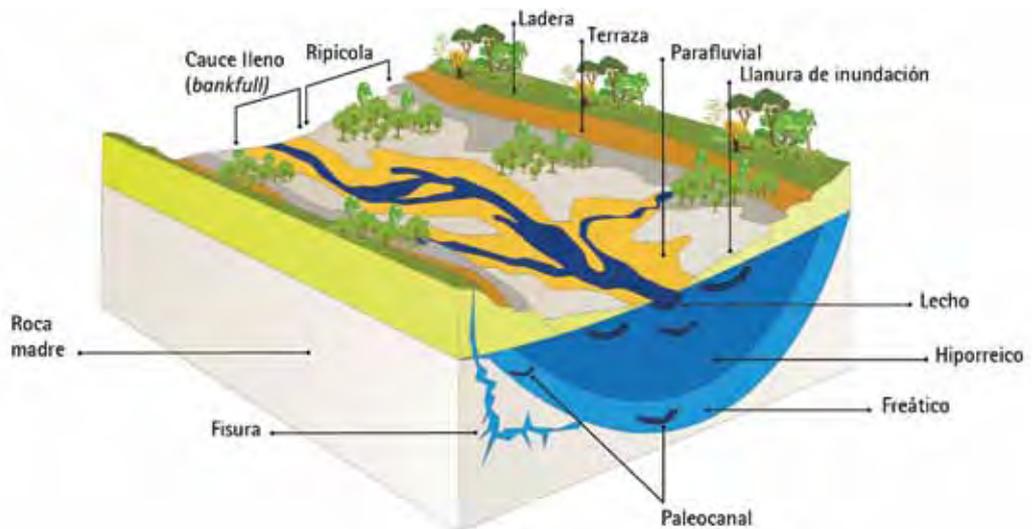


Figura 1.1.1 Vista tridimensional de un sistema de ribera que incluye elementos paisajísticos superficiales y subterráneos (adaptado de Stanford *et al.*, 2005).

Tabla 1.1.1 Orden jerárquico, número estimado, longitud media y total y anchura media de la franja ripícola de los diferentes ríos y cursos de agua, así como superficie total ocupada por áreas de ribera en EE. UU. (según Leopold *et al.*, 1964; Brinson, 1993; Tockner y Stanford, 2002).

Orden	Número	Longitud media (km)	Longitud total (km)	Anchura ripícola estimada (m)	Superficie ripícola total (km ²)
1	1.570.000	1,6	2.526.130	3	7.578
2	350.000	3,7	1.295.245	6	7.771
3	80.000	8,5	682.216	12	8.187
4	18.000	19,3	347.544	24	8.341
5	4.200	45,1	189.218	48	9.082
6	950	103,0	97.827	96	9.391
7	200	236,5	47.305	192	9.082
8	41	543,8	22.298	384	8.562
9	8	1.250,2	10.002	768	7.681
10	1	2.896,2	2.896	1536	4.449

inundación físicamente muy diversas (Gregory *et al.*, 1991; Naiman y Décamps, 1997). Es interesante remarcar que, mientras la anchura del cauce activo va en aumento desde las zonas de cabecera hasta los grandes ríos de las tierras bajas, el área total cubierta por las áreas de ribera permanece relativamente constante en los órdenes jerárquicos de los diferentes cursos de agua (tabla 1.1.1).

Las áreas de ribera proporcionan múltiples servicios medioambientales, porque sirven como mediadores e integradores de la interfaz tierra-agua, y son lugares importantes para el almacenamiento de agua, para la recuperación de acuíferos y para el ciclo de nutrientes y de la materia orgánica (Dwire y Lawrence, 2006; Hughes, 1997). Por lo tanto, las áreas de ribera son ecosistemas de gran trascendencia en las cuencas fluviales.

Principales generadores de cambio en las áreas de ribera

En las áreas de ribera, los principales generadores de cambio implicados en los procesos biogeoquímicos y creadores de los patrones de biodiversidad incluyen la infiltración de las aguas superficiales y subterráneas, la producción, la descomposición y el almacenamiento de materia orgánica, el transporte de sedimentos, la migración de cauces y la formación de hábitats, el régimen de perturbaciones y los procesos de sucesión ecológica y la heterogeneidad térmica. Estos procesos crean un impresionante conjunto dinámico de hábitats acuáticos, anfibios y terrestres, a los que podemos referirnos como un mosaico de hábitats errantes (Poole, 2002; Ward *et al.*, 2002; Lorang *et al.*, 2005; Stanford *et al.*, 2005). "Errante" hace referencia, específicamente, al hecho de que los diferentes tipos de hábitat pueden cambiar individualmente su localización, tamaño y configuración en el tiempo; aunque, en su conjunto, la abundancia de cada uno de ellos puede permanecer constante (Arscott *et al.*, 2002).

Las áreas de ribera son sistemas dinámicamente unidos longitudinal, lateral y verticalmente por procesos hidrológicos, geomorfológicos y de sucesión ecológica (Gregory *et al.*, 1991). Estos factores ecológicos actúan como modificadores primarios que crean, estructuran, mantienen y destruyen el heterogéneo y complejo conjunto de hábitats ripícolas. Dichos hábitats se distribuyen desde superficies desnudas (p. ej. bancos de arena y grava), con variaciones térmicas extremas, alto estrés hídrico y, por tanto, baja productividad; hasta ambientes ricos en recursos que mantienen una alta productividad, como podrían ser las islas con mucha vegetación y los bosques de ribera (Doering *et al.*, texto en revisión; Tockner *et al.*, 2006; Naiman *et al.*, 2005; Figura 1.1.2). El rejuvenecimiento repetido al que está sometido el bosque de ribera crea y mantiene la diversidad y complejidad de hábitats de edades y estados de sucesión diferentes. A su vez, la diversidad de edades de un hábitat se puede utilizar como indicador integral para evaluar la calidad

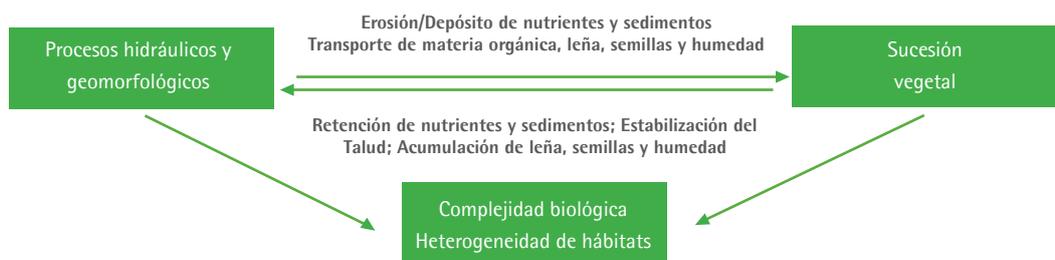


Figura 1.1.2 Relaciones dinámicas entre procesos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos que crean complejidad biológica. La complejidad biológica se puede definir como el grado en el que los sistemas ecológicos constan de componentes biológicos, sociales y físicos en una estructura espacialmente explícita, incluyendo las contingencias históricas a través del tiempo. Las tres dimensiones de la complejidad biológica son la heterogeneidad, la conectividad y la historia.

ecológica de los sistemas ripícolas. La regulación de caudales, la canalización y la ruptura del transporte de sedimentos reducen la diversidad de edades, principalmente, mediante la pérdida de tipos de hábitat jóvenes (en estados sucesionales tempranos, a menudo con especies pioneras amenazadas).

La hidrología es la principal variable que da forma a las áreas de ribera. Su estructuración hidrológica y geomorfológica depende fundamentalmente del régimen de caudales, es decir, del momento, la duración, la frecuencia y la magnitud de los caudales circulantes y extraordinarios (Naiman *et al.*, 2005; Malanson, 1993; Gregory *et al.*, 1991). Las inundaciones, incluyendo la migración de cauces, configuran y estructuran la distribución de la vegetación, la topografía y las formas del terreno (Hughes, 1997, Gregory *et al.*, 1991). Las grandes avenidas, poco frecuentes y de corta duración (p. ej. con un período de retorno de 100 años) generan un gran impacto, al causar destrucción severa en bosques de galería y erosión en grandes áreas, mientras que el caudal y la periodicidad de las avenidas más pequeñas (p. ej. inundaciones anuales) pueden tener un efecto constructivo debido a los procesos de sedimentación, erosión local y transporte de materia orgánica y propágulos (Hughes, 1997).

La erosión y el depósito de sedimentos y nutrientes afectan a las series de sucesión del suelo y de la vegetación y, a su vez, la vegetación afecta a los procesos hidrogeomorfológicos debido a su capacidad de retención de sedimentos y nutrientes y de captación del agua que fluye a través de las áreas de ribera (Gurnell y Petts, 2006; Hughes, 1997). Esta compleja interacción entre elementos bióticos y abióticos lleva a que las propiedades del suelo varíen extremadamente en humedad, tamaño

de grano y contenido en nutrientes (Gregory *et al.*, 1991; Doering *et al.*, en revisión; ver tabla 1.1.2). Por consiguiente, las comunidades de plantas de ribera muestran un alto grado de diversidad estructural y biológica. Además de las perturbaciones fluviales, las comunidades vegetales de ribera también se ven afectadas por los regímenes de perturbaciones de las áreas colindantes, tales como el viento, el fuego o las epidemias causadas por fitopatógenos e insectos.

Los residuos leñosos de gran tamaño generados por el bosque de ribera y la vegetación circundantes que, al ser arrastrados por las avenidas, se acumulan a lo largo de los cursos de agua y sus áreas de ribera son un componente ecológico de gran importancia, debido a que suministran hábitat y refugio para la flora y fauna, a la vez que retienen los sedimentos y la materia orgánica que facilitan la formación de islas con vegetación (Gurnell, 1997; Hughes, 1997; Gurnell *et al.*, 2005). El nacimiento de este tipo de islas es posible gracias a que los sedimentos finos atrapados son capaces de mantener la humedad y de fijar los nutrientes liberados por la descomposición de la materia orgánica necesarios para el establecimiento y desarrollo de la vegetación (Gurnell *et al.*, 2005). Las islas vegetadas son "formas del terreno (*landforms*) de alta energía" (Osterkamp, 1998) asociadas al conjunto de hábitats del cauce. Se trata de elementos muy importantes del paisaje fluvial, debido a la gran longitud de su ecotono, su riqueza florística y faunística y su relevancia como fuente de nutrientes y materia orgánica para áreas adyacentes menos productivas. Al mismo tiempo, están entre los primeros elementos del paisaje que desaparecen como consecuencia de la regulación de caudales y la canalización de los ríos. Las islas se pueden considerar como indicadores sensibles de la integridad ecológica de los corredores ripícolas.

Corredores ripícolas y conectividad del paisaje

Los substratos que soportan los diferentes tipos de hábitat en las áreas de ribera varían considerablemente según el potencial de productividad, el contenido en materia orgánica, la demanda de oxígeno y la capacidad de mineralización de la materia orgánica. A

menudo, los rodales de vegetación muy productivos, como las islas, están vinculados a hábitats de productividad menor, como los bancos de grava. (Brunke y Gonser, 1997; Tabacchi *et al.*, 1998; Tockner *et al.*, 2005; Gurnell *et al.*, 2001; Tabla 1.1.2).

Tabla 1.1.2 Diferencias en los contenidos de materia orgánica (MO) y de biomasa autótrofa, en la productividad primaria neta (PPN), y en la demanda de oxígeno del complejo suelo/sedimentos y en la tasa de descomposición de hojarasca entre diferentes elementos del paisaje ripícola y acuático en el valle fluvial del Tagliamento, Italia.

	MO del suelo/ sedimento (gMO m ⁻²)	Biomasa autótrofa (gMO m ⁻²)	PPN (gMO m ⁻² a ⁻¹)	Demanda de oxígeno (gMO m ⁻² a ⁻¹) ⁴	Descomposición de hojarasca (coeficiente k) ⁵
Ripícola					
■ Bancos de grava	■ 500	■ 200	■ 200	■ 50	■ 0,0020
■ Isla pionera	■ 2.000	■ 600	■ 800	■ 300	■ 0,0019
■ Isla establecida	■ 6.000	■ 5.000	■ 2.000	■ 1500	■ 0,0023
■ Bosque de ribera (de crecimiento rápido, <i>softwood</i>)	■ 10.000	■ 7.000	■ 2.000	■ 1500	■ 0,0019
■ Bosque de ribera (de crecimiento lento, <i>hardwood</i>)	■ 12.000	■ 7.000	■ 2.000	■ 1500	■ 0,0019
Acuático					
■ Medio lótico	■ 500 - 5.000	■ 10 -60 ¹⁾	■ 0 ²⁾	■ 500 - 1.500	■ 0,0231
■ Estanque parafluvial	■ 6.000	■ 50	■ 0 ²⁾	■ 1.500	■ 0,0052
■ Estanque ortofluvial	■ 10.000	■ 1	■ -1.500 ³⁾	■ -1.500	■ 0,0055

1) se supone que el cauce principal tiene entre 10–20 g MO m⁻² y el cauce aluvial desconectado superficialmente hasta 50 g MO m⁻²

2) Medio lótico P/R = 1 (P/R= Producción Primaria Bruta /Respiración total de la comunidad)

3) sistema heterótrofo (sombreado por una densa cubierta vegetal de bosque de ribera) P/R aprox. 0

4) estimación basada en datos preliminares (M. Doering, inédito)

5) datos preliminares, método de la bolsa de malla utilizando hojas de *Populus nigra* (S. Langhans, inédito)

Las áreas de ribera juegan un papel importante en la eliminación y retención de partículas inorgánicas, materia orgánica y nutrientes. La vegetación de ribera incrementa la rugosidad superficial del suelo, provocando una disminución en la velocidad del caudal y, por consiguiente, en la sedimentación de partículas. Las raíces finas de las plantas y las comunidades microbianas del suelo y del manto orgánico, así como los órganos de las plantas que se encuentran en la superficie, son capaces de asimilar los nutrientes disueltos en las aguas superficiales y subsuperficiales (Tabbacci, 1997). Por tanto, éstas áreas cumplen una importante función amortiguadora frente a los contaminantes que se generan río arriba o en las terrazas y laderas adyacentes. Estudios llevados a cabo en las llanuras costeras de Georgia (EE. UU.) mostraron que los bosques de ribera retenían más de un 65 % del nitrógeno y un 30 % del fósforo contenidos en la solución del suelo procedentes de las tierras agrícolas cercanas (Lowrance *et al.*, 1984).

Las áreas de ribera ofrecen a las comunidades acuáticas y terrestres una abundante y diversa

fuentes de alimentación. Por ejemplo, Fisher y Likens (1973) mostraron que en el Parque Natural Bear Brook de New Hampshire (EE. UU.), más del 98 % de la materia orgánica presente en arroyos y ríos era suministrada por el bosque de ribera de los alrededores. Langhans (2006) constató valores similares para el río Tagliamento en el nordeste de Italia. Además de la materia orgánica particulada, las áreas de ribera pueden aportar a los ecosistemas fluviales cantidades considerables de materia orgánica disuelta y de nutrientes. La materia orgánica disuelta y los nutrientes presentes en el agua del subsuelo se originan directamente por lixiviación en las regiones insaturadas de las áreas de ribera durante las inundaciones o, indirectamente, de las corrientes subsuperficiales (Naiman y Décamps, 1997; Gregory *et al.*, 1991). El intercambio de materia orgánica y nutrientes entre los diferentes elementos del paisaje ripícola y el río depende, en gran parte, de la estación y las condiciones hidráulicas, y puede ser particularmente acentuado en condiciones de caudal máximo e inundaciones (Langhans, 2006).

Tabla 1.1.3 Tipo de morfología de cauce, régimen de perturbación, refugios y adaptación de los macroinvertebrados acuáticos en los corredores ripícolas (de Tockner *et al.*, 2006b).

Situación/ Tipo de cauce	Régimen de perturbación	Refugio	Estrategias de adaptación
<ul style="list-style-type: none"> Tramos de cabecera/ Rectos 	<ul style="list-style-type: none"> Avalanchas Arrastre de sedimentos Desecación 	<ul style="list-style-type: none"> Afluentes Zona hiporreica Heterogeneidad del sustrato 	<ul style="list-style-type: none"> Arrastre Adaptación morfológica Ciclo biológico
<ul style="list-style-type: none"> Tramos altos y medios de piedemonte/ Trenzado 	<ul style="list-style-type: none"> Avulsión Procesos de corte y relleno 	<ul style="list-style-type: none"> Hábitats de orilla Zonas muertas Residuos leñosos Zona hiporreica 	<ul style="list-style-type: none"> Movilidad Ciclo biológico flexible Propagación de emergencia
<ul style="list-style-type: none"> Tramos medios o bajos en valles abiertos/ Meandriforme 	<ul style="list-style-type: none"> Inundación Migración lateral del cauce 	<ul style="list-style-type: none"> Llanura de inundación Residuos leñosos Charcas/estanques 	<ul style="list-style-type: none"> Adaptación fisiológica/etológica Diapausa

Áreas de ribera: centros regionales de complejidad biológica

Las áreas de ribera contribuyen notablemente a la heterogeneidad y dinámica de sus hábitats adyacentes. La sombra que proporcionan reduce el calentamiento del agua por irradiación, especialmente en ríos de montaña. También la evapotranspiración del agua de suelos húmedos y capas freáticas poco profundas refrescan el medioambiente. Los diferentes elementos del paisaje de las áreas de ribera potencian el intercambio de aguas superficiales y subsuperficiales y, consecutivamente, la heterogeneidad térmica en los cursos de agua. La vegetación de ribera controla también la estabilidad del cauce y de la ribera. Las bifurcaciones de los cauces, a menudo, están divididas por islas y residuos leñosos de gran tamaño, dando lugar a la formación de numerosos y diferentes hábitats como saltos y pozas o rápidos y remansos (Tabbacci, 1997; Gregory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 2005). Debido a su situación en lo más profundo del

valle, las áreas de ribera juegan un papel crítico en el control y la integración del flujo de energía y materia en toda la cuenca vertiente.

Finalmente, las áreas de ribera son *hotspots* de biodiversidad de importancia mundial (Richardson y Danehy, en imprenta; Naiman *et al.*, 2005) y suministran un refugio importante a las comunidades acuáticas y terrestres, desde las cuales podría originarse la recolonización tras los efectos de un agente perturbador. Dependiendo de su situación a lo largo de los corredores ripícolas, los procesos geomorfológicos dominantes (regímenes de perturbación) cambian, y esto, a su vez, influye en la disponibilidad de refugios y en la adaptación específica de las especies para hacer frente al nuevo régimen de perturbaciones (Tockner *et al.*, 2006; tabla 1.1.3).

Bibliografía

- Arcscott DB, Tockner K, van der Nat D, Ward JV (2002) Aquatic habitat dynamics along a braided alpine river ecosystem (Tagliamento River, Northeast Italy). *Ecosystems* 5:802-814
- Brinson M (1993) Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13:65-74
- Brunke M, Gonsler T (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37:1-33
- Doering M, Uehlinger U, Ackerman T, Woodtli M, Tockner K. Soil and sediment respiration pattern in a complex river floodplain mosaic (Tagliamento River, Northeast Italy). *Ecology*. En revisión
- Dwire KA, Lowrance RR (2006) Riparian ecosystems and buffers - multiscale structure, function, and management: Introduction. *Journal of the American Water Resources Association* 42:1-4
- Fisher SC, Likens GE (1973) Energy flow in Bear brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43:421-439
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins WC (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540-551
- Gurnell AM (1997) The hydrological and geomorphological significance of forested floodplains. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6:219-229
- Gurnell AM, Petts GE (2006) Trees as riparian engineers: The Tagliamento River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 31:1558-1574
- Gurnell AM, Petts GE, Hannah DM, Smith BPG, Edwards PJ, Kollmann J, Ward JV, Tockner K (2001) Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 26:31-62
- Gurnell AM, Tockner K, Edwards PJ, Petts GE (2005). Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:377-382
- Hughes FMR (1997) Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography* 21:501-529
- Langhans SD (2006) Riverine floodplain heterogeneity as a controller of the organic matter dynamics and terrestrial invertebrate distribution. Tesis Doctoral. ETH, Zürich
- Leopold LB, Wolman MG, Miller JP (1964) *Fluvial processes in geomorphology*. Dover Publications, New York
- Lorang MS, Whited DC, Hauer FR, Kimball JS, Stanford JA (2005) Using airborne multispectral imagery to evaluate geomorphic work across floodplains of gravel-bed rivers. *Ecological Applications* 15:1209-1222
- Lowrance T, Todd R, Fail J, Hendrickson O, Leonard R, Asmussen L (1984) Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34
- Malanson GP (1993) *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge
- Malard F, Uehlinger U, Zah R, Tockner K (2006) Flood-pulse and riverscape dynamics in a braided glacial river. *Ecology* 87:704-716
- Naiman RJ, Décamps H (1997) The Ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME (2005) *Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier/ Academic Press, San Diego
- Osterkamp WR (1998) Processes of fluvial island formation, with examples from Plum Creek, Colorado and Snake River, Idaho. *Wetlands* 18:530-545
- Poole GC (2002) Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* 47:641-660
- Richardson JS, Danehy RJ (2007) A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53(2):131-147
- Stanford JA, Lorang MS, Hauer FR (2005) The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 29:123-136
- Tabacchi E, Correll DL, Pinay G, Planty-Tabacchi AM, Wissmar RC (1998) Development, maintenance and role of riparian vegetation in river landscapes. *Freshwater Biology* 40:497-516
- Tockner K, Bunn SE, Quinn G, Naimann R, Stanford JA, Gordon C (2005) Floodplains: Critically threatened ecosystem. En: Polunin NC (ed). *The state of the world's ecosystems*. Cambridge University press, Cambridge
- Tockner K, Karaus U, Paetzold A, Claret C, Zettel J (2006a) Ecology of braided rivers. En: Sambrook Smith G, Best J, Bristow C, Petts GE (eds). *Braided Rivers*, 339-358. IAS Special Publication. Blackwell Publisher
- Tockner K, Klaus I, Baumgartner C, Ward JV (2006b) Amphibian diversity and nestedness in a dynamic floodplain river (Tagliamento, NE-Italy). *Hydrobiologia* 565:121-133
- Tockner K, Stanford JA (2002) Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation* 29:308-330
- Ward JV, Tockner K, Arcscott DB, Claret C (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47:517-539

Aquí no hay "recetas", no hay soluciones que determinen con precisión y detalle cada uno de los pasos que se ha de dar ante un proyecto de restauración fluvial. No hay recetas ni protocolos porque cada río es una realidad distinta, un problema nuevo. No hay soluciones universales. En cada caso hay que concebir la estrategia de actuación desde el análisis y la reflexión, y plantear las propuestas técnicas fundamentadas en el conocimiento, tanto de los procesos sobre los que se actúa, como de los materiales y procedimientos con los que se interviene.

Aquí se quiere reflexionar sobre los aspectos conceptuales de la restauración de ríos; aquéllos que deben servir de guía para identificar los problemas, sus causas y efectos, para fijar prioridades y objetivos, para plantear estrategias y diseñar actuaciones encaminadas a conseguir que el río siga siendo río. Aquí se presentan algunos de los fundamentos sobre los que asentar las propuestas técnicas de restauración de ríos.

¿Qué es un río?

En ámbitos no especializados en temas fluviales, al hablar de "río" se asume como tal el cauce por el que fluye el agua, incorporando, en el mejor de los casos, la biota acuática y de ribera. Esa conceptualización tan limitada del río –curso de agua y riberas– es, además de incorrecta, por incompleta, perversa.

Incompleta, porque el río es una realidad mucho más amplia y compleja que sólo curso de agua y riberas: sobre una base territorial más extensa, la cuenca va más allá de una simple estructura lineal que compone una red de drenaje; en ella se establece un complejo sistema de interacciones en el espacio y en el tiempo que desembocan en multitud de procesos fuertemente vinculados y dinámicos. El río debe, pues, concebirse como un sistema, en el que no siempre es fácil deslindar causa de efecto, y donde los componentes bióticos y abióticos interactúan continua y dinámicamente; un sistema definido en un marco territorial amplio, y que requiere, para su correcta consideración, contemplar su espacio completo, su dinámica completa. A esas connotaciones propias, cabría añadir las de su condición de elemento estructurador del paisaje, condición singularmente relevante en ámbitos climáticos como el mediterráneo, en los que el agua, bien por su escasez, bien por su irregularidad espaciotemporal, es factor determinante en la composición, organización y estructura del paisaje. El río va más allá, mucho más allá, de la composición, estructura y funciones del medio fluvial, para convertirse, además, en la columna sobre la que se vertebran y articulan el resto de ecosistemas.

Perversa, porque cuando se aborda la restauración de un tramo partiendo de una concepción limitada de la realidad del río es muy fácil cometer graves errores:

- a) se establecen prioridades de actuación que no siempre se corresponden con las requeridas,
- b) se acometen actuaciones sin contar con la respuesta del río o sin considerar las capacidades que, de manera natural, éste ofrece para su autorestauración,
- c) se emplean técnicas y materiales que pueden resolver o atenuar un problema, pero que desatan o acentúan otros.

No siempre, casi nunca, las causas de los problemas locales están en el propio tramo y, lo que es aún peor, es muy posible que se aporten soluciones que permitan corregir o paliar alguno de los problemas locales identificados, pero que, al implementarlas, generen afecciones aguas arriba o aguas abajo que alteren la dinámica de otros procesos, generando disfunciones, a veces, más intensas que aquéllas que se pretenden paliar.

Los fracasos así cosechados pueden ser enarbolados como signos inequívocos de que el camino es otro y de que los ríos deben confinarse a imagen y semejanza de las ilegítimas aspiraciones de domesticación y control absoluto que algunos sectores de la sociedad propugnan como norma de convivencia con el río. Lo primero, pues, es entender y asumir el concepto

de río. La tarea de ofrecer una definición académica y, por tanto precisa, completa y suficientemente descriptiva de esa realidad no es fácil, porque lo fluvial es amplio, complejo y muy imbricado. La que a continuación se ofrece debe considerarse como una primera aproximación a esa tarea.

Un río es un corredor natural de agua y sedimentos, en el que se produce, en un marco espacio-temporal

Tabla 1.2.1 ¿Qué es un río?

Un río es:

- Agua, en cantidad, calidad y régimen adecuados
- Espacio, necesario para que desarrolle su dinámica geomorfológica
- Mosaico de biotopos, ordenados en un gradiente transversal (cauce, ribera y llanura de inundación), longitudinal (tramos alto, medio y bajo) y vertical (cauce, medio hiporreico y acuífero)
- Biotas, tanto acuática como terrestre, con grados de dependencia del río muy distintos
- Procesos y relaciones que se establecen, tanto entre los componentes del río propiamente dicho, como con los de los ecosistemas adyacentes, y que se manifiestan con escalas espaciales y temporales muy diversas
- Un activo del patrimonio cultural y sentimental

muy amplio, una interacción íntima, dinámica y permanente de componentes bióticos y abióticos, tanto acuáticos como terrestres, de sus procesos y funciones.

Desde esa definición, espesa, no podemos negarlo, se pueden buscar referentes más didácticos. En la tabla 1.2.1 se ofrecen algunos.

Un río no es:

- Un cauce que evacua agua y sedimentos
- Un sumidero
- Un espacio libre de usos
- Una fuente de recursos hídricos
- El tramo que atraviesa la ciudad o discurre junto a ella
- Un parque con láminas de agua más o menos atractivas
- Una barra de plastilina que podemos amoldar a nuestro antojo y conveniencia
- Sólo un sitio para pescar y bañarse
- Sólo un sistema hidráulico

Un río es agua, es espacio y es tiempo. Un río es vida, la propia, y también recipiente de la ajena. Un río es cambio permanente y diversidad. Un río es camino y es puente. Un río es una oportunidad para emocionarse, para dejarse empapar el alma...

¿Cómo funciona un río?

Desde antiguo los seres humanos se han beneficiado de los ríos sin detenerse a comprender cuáles son los principios ambientales básicos que permiten al ecosistema fluvial mantener su vitalidad. El desarrollo, relativamente reciente, de la ecología fluvial ha fructificado en diversos modelos que ayudan a entender su funcionamiento. Como algunos de los ejemplos más representativos se citan los recogidos en la tabla 1.2.2.

Hoy en día, existe un acuerdo casi general dentro de la comunidad científica en afirmar que el **régimen natural de caudales** es el principal agente organizador del ecosistema fluvial. El régimen de caudales circulante estructura tanto los componentes

y procesos acuáticos como los ripícolas, modelando sus condiciones ambientales y posibilitando una variedad de hábitats y un dinamismo en las interacciones entre ellos (Bunn y Arthington, 2002; Arthington, 2002; Nilsson y Svedmark, 2002; Richter y Richter, 2000; Naiman *et al.*, 2002; Poff *et al.*, 1997; Strange *et al.*, 1999). También determina la forma, el tamaño y la complejidad del cauce, la distribución de rápidos y remansos, la estructura del hábitat acuático, la cantidad y las características de los recursos alimenticios y la naturaleza de las interacciones entre cauce, ribera, llanura de inundación y acuífero.

El motor que garantiza la funcionalidad del sistema fluvial no es un único caudal, sino un

Tabla 1.2.2 Modelos conceptuales del río (de Nilson y Svedmark, 2002).

Modelo	Fundamento
<ul style="list-style-type: none"> El río como continuo (<i>The river continuum concept</i>) (Vannote <i>et al.</i>, 1980) 	<ul style="list-style-type: none"> Existe un gradiente de energía y materia a lo largo del río, determinando una distribución continua de la biocenosis a lo largo de este perfil, la cual se adapta permanentemente en espacio y tiempo a estas disponibilidades.
<ul style="list-style-type: none"> Organización en cuatro dimensiones (Ward, 1989) 	<ul style="list-style-type: none"> Los ecosistemas fluviales se estructuran según cuatro dimensiones: longitudinal (cauce-cauce); lateral (cauce-llanura de inundación); vertical (cauce-acuífero) y temporal. A su vez, cada una de estas dimensiones puede ser analizada como un gradiente en sí.
<ul style="list-style-type: none"> Régimen Natural de Caudales (Poff <i>et al.</i>, 1997) 	<ul style="list-style-type: none"> El Régimen Natural de Caudales determina la integridad del ecosistema y sostiene su biodiversidad. Cada río es la respuesta a las características de los cinco componentes principales del régimen natural de caudales: magnitud, frecuencia, duración, estacionalidad y tasa de cambio.

régimen de caudales fluctuante a lo largo del año y con variaciones de un año a otro. Así, dentro del régimen de caudales, los eventos extraordinarios de gran magnitud o avenidas son críticos en la conformación y estabilidad del cauce, manteniendo su morfología en un equilibrio dinámico, tanto en sección como en planta. Además, las avenidas garantizan la conectividad transversal con la llanura de inundación posibilitando un flujo bidireccional no sólo de agua, también de organismos, sedimentos, propágulos y nutrientes, estimulando la creación y rejuvenecimiento de canales y pozas laterales, la formación de barras y la accesibilidad a lugares de cría. La magnitud, variabilidad y duración de las avenidas tiene implicaciones en la granulometría de los materiales transportados y sedimentados a lo largo del corredor fluvial, en la remoción del lecho y en el mantenimiento de los flujos subsuperficiales y subterráneos entre el cauce y los acuíferos.

También la magnitud, variabilidad y duración del período de estiaje, o de aguas bajas, influyen enormemente en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y ripícolas. Los caudales mínimos condicionan la disponibilidad de hábitat en los momentos más desfavorables y sus pautas naturales de duración y estacionalidad actúan como barrera frente a la intromisión de especies foráneas no adaptadas a estas características.

La tasa de cambio de los caudales circulantes, es decir, la velocidad con la que aumenta y disminuye el nivel de agua posee, igualmente, una gran trascendencia biológica. Es un hecho comprobado que muchas especies emergen de sus estadios de reposo ante

incrementos bruscos en la cota de lámina de agua; de este modo, los caudales son una llamada para muchos procesos biológicos como las migraciones ascendentes prerreproductivas o los fenómenos de dispersión. En los regímenes no alterados las tasas de crecida y receso en los episodios de avenidas son compatibles con la capacidad de respuesta de los organismos que, ante el aviso de un cambio, disponen del tiempo suficiente para reaccionar, protegerse o huir.

Las características anteriormente citadas, magnitud, variabilidad y duración, deben además estar en sincronía con los ciclos vitales de las especies. Las inundaciones, las sequías y las crecidas repentinas deben ocurrir en las épocas apropiadas, guardando armonía con la temperatura del agua y el número de horas de luz al día. De este modo, las variables hidrológicas asociadas (calados, velocidades) y las variables ambientales (temperatura del agua, oxígeno disuelto, características del sustrato, etc.) evolucionarán de modo acompasado con los ciclos vitales de la biota, garantizando, así, la persistencia y el dinamismo de las comunidades.

Es tal la complejidad de las interacciones entre el régimen de caudales y el resto de componentes del sistema fluvial que su estudio debe ser realizado a diferentes escalas espaciales y temporales. Y, es por ello, que el éxito en la conservación de la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas ripícolas depende de la capacidad de proteger o restaurar los principales aspectos del régimen natural de caudales: magnitud, frecuencia, duración, estacionalidad y tasa de cambio.

¿Qué es restaurar?

Conceptos

En reuniones y congresos de especialistas es seguro que, más tarde o más pronto, se establezca un debate sobre el concepto de restauración y la conveniencia de mantener o sustituir este término. Conviene siempre hablar con precisión, y para eso es necesario establecer definiciones que nos permitan saber a qué nos referimos cuando usamos tal o cual palabra. En consecuencia, en este epígrafe se enunciará y comentará el concepto de restauración y otros necesarios cuando de ríos y su adecuación se trata, como son el de rehabilitación y el de mitigación. Pero antes de hacerlo, se sugiere una premisa: conviene no aplicar demasiadas energías y tiempo en debatir sobre tales conceptos; antes que eso invirtamos neuronas en el problema al que nos enfrentamos, en las soluciones posibles, en las técnicas para aplicarlas y, con eso resuelto, ahora sí, discutamos sobre si restauración, rehabilitación o mitigación. A continuación se presentan las definiciones de los tres conceptos de uso más generalizado:

RESTAURAR: recuperar la composición, estructura, procesos y funciones naturales del río, permitiéndole alcanzar su integridad y mantener un equilibrio dinámico autorregulado.

REHABILITAR: recuperar la composición, estructura, procesos y funciones más próximas posibles a las naturales.

MITIGAR: alcanzar una condición de equilibrio, sensiblemente distinta de la natural, acorde con los condicionantes insoslayables a los que está sometido el río.

Es frecuente que se sobrevalore la restauración frente a las otras dos acciones, y esa actitud es, como poco, errónea. Si hay condicionantes insoslayables, y tal situación ha quedado acreditada de manera objetiva e inequívoca, y no cabe retomar un camino que nos acerque a la situación natural o de referencia al río que debería ser, la mitigación, aunque nos ofrezca como resultado un río sensiblemente distinto del de referencia, es un objetivo tan digno de consideración y respeto como la restauración en el sentido expuesto en la definición. En ambos casos se busca la mejor de las situaciones posibles. El paralelismo con la medicina es inmediato y muy ilustrativo, como se sugiere en la figura 1.2.1.

La denominación de restauración se utiliza, con demasiada frecuencia, como infame caballo de Troya. Bajo el amparo de nombres beatíficos de proyectos que se enuncian como "*restauración del tramo del río ¿? a su paso por ¿?...*" se han perpetrado agresiones inaceptables que, en el mejor de los casos, no han supuesto más que la plantación de algunos árboles y arbustos, o la creación de un "parque fluvial" que ha exigido "fijar" el río y condenarlo a una condición estática que le es ajena, o mirar sólo hacia especies que, aún siendo emblemáticas, no justifican la subrogación del ecosistema a sus requerimientos. Cuidese, pues, el nombre, y asegúrese que ese cuidado sea fruto de una realidad subyacente en el programa o proyecto en cuestión. En este texto usaremos el verbo restaurar, y el lector debe entenderlo de manera genérica, englobando todas las actuaciones encaminadas a conseguir el mejor estado posible del río, ya sea el natural o uno próximo.

Escenario de referencia y escenario objetivo

Un paso crucial en este proceso, y así lo establece la Directiva Marco del Agua (DMA), es establecer las condiciones de referencia: un patrón que, de manera objetiva, defina las características básicas del río en condiciones naturales. Y conviene detallarlas

explícitamente para poder presentar ese referente: *el río que debe ser*.

En todos los ámbitos climáticos y, especialmente en el mediterráneo, es muy importante esta fase,

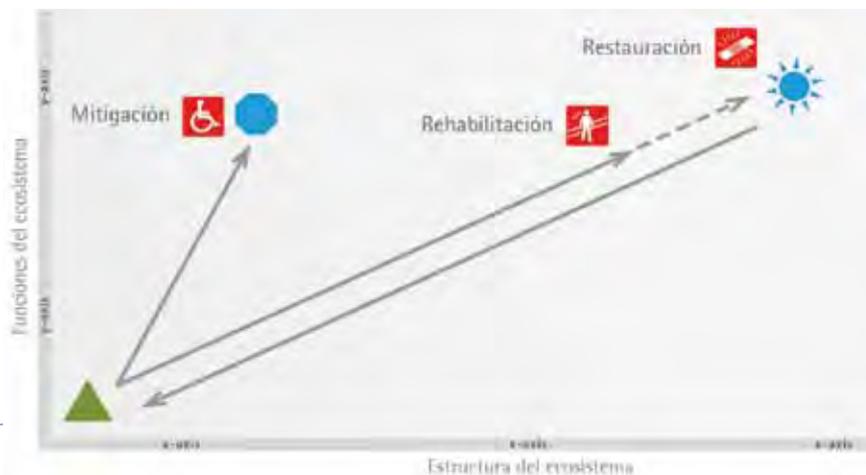


Figura 1.2.1 Diferencias entre los conceptos de restauración, rehabilitación y mitigación (basado en Rutherford, *et al.*, 2000).

porque con frecuencia el "río natural", el que "debe ser" no se corresponde con la imagen bucólica que la ciudadanía asigna a su criterio de río ideal, un río poético, pictórico: cauce lleno de agua durante todo el año, orillas estables y cuajadas de arboledas fácilmente transitables, con avenidas moderadas que no desbordan... Y no es extraño encontrarse con demandas enmarcadas en esa imagen de río, demandas irreflexivas que deben combatirse con la educación, mostrando a la sociedad que el río adecuado, conveniente, debe ser el río en equilibrio con su tierra y con su clima, que el río apetecido no debe prostituirse con paisajes ajenos, que el río apetecido debe buscar su propio canon de plenitud y hermosura, educando y mostrando, al fin, que cualquier empeño por convertirlo en lo que no es, por hurtarle su dignidad, será tan inútil como efímero, cuando no dramático.

Establecer esas condiciones de referencia no es, en general, una tarea fácil, y se hace especialmente difícil en los tramos medios y bajos, porque la acción secular humana ha despojado al río de casi todas las referencias originales. La caracterización de las condiciones de referencia debería incluir información, al menos, sobre los siguientes tres aspectos:

Régimen natural de caudales, por ser el régimen de caudales el elemento que, en mayor medida, determina la realidad del río, tanto en sus componentes bióticos como abióticos. Para su caracterización pueden emplearse metodologías como las propuestas por Richter *et al.* (1998), Richter y Richter (2000) o por Martínez Santa-María y Fernández Yuste (2006a).

Espacio fluvial, porque ese espacio es el que el río reclama para adecuar sus flujos de energía y caudales líquidos y sólidos, y porque es el espacio en el que se manifiesta la biota vinculada al río y que sirve como corredor que conecta los distintos paisajes que conforman los ecosistemas terrestres por los que el río discurre. Para su delimitación y caracterización puede emplearse la cartografía histórica, los fotogramas de los vuelos más antiguos disponibles en los que se recoja el estado del espacio fluvial antes de la generalización e intensificación de las actuaciones sobre los ríos, y también ecuaciones empíricas, como las ofrecidas recientemente por Lee y Julien (2006) que permiten obtener un orden de magnitud muy adecuado de las principales relaciones geométricas del cauce en planta y sección a partir del caudal generador del lecho o de *bankfull*.

Biota acuática y de ribera, porque son la manifestación última de los procesos y funciones del sistema fluvial. En este caso es más difícil, cuando no imposible, conseguir información real sobre la condición de referencia. En Europa, desde los años cincuenta hasta bien entrados los ochenta, ha prevalecido en la gestión de los ríos la aplicación de criterios basados exclusivamente en el aprovechamiento de los recursos hídricos. Esos criterios, entendibles en su contexto histórico, propiciaron unas políticas concesionales, de obras y de ordenación de los espacios fluviales, que han desembocado en una situación de los tramos medios y bajos muy deteriorada, tal como pone de manifiesto la reciente publicación de los informes exigidos por

la DMA sobre impactos y presiones. Sin embargo, en la caracterización de la biota de referencia, pueden emplearse los resultados obtenidos en tramos que sean homologables, o aplicar la composición y estructura natural que el conocimiento científico permite suponer en función del ecotipo y posición del tramo que se esté estudiando.

Establecer el escenario de referencia, siendo importante, no es suficiente. Y, no lo es, porque ese río primigenio es, con demasiada frecuencia, una utopía que es necesario conocer y valorar, pero que no puede convertirse en una meta salvo si, realmente, hay oportunidades para alcanzarla. Deben también establecerse las características del río que "podemos", el "escenario objetivo", analizando la disponibilidad real y potencial de agua, en cantidad, calidad y régimen, de espacio, y, por supuesto, contemplando también los aspectos sociales, políticos, económicos y culturales.

Ese "escenario objetivo", el mejor río posible, definido desde el rigor, la objetividad y con una dosis razonable de utopía, debe ser:

CONGRUENTE con el concepto actual de los ríos como sistemas complejos y dinámicos y elementos vertebradores del paisaje;

AMBICIOSO pero REALISTA, con objetivos que respondan al diagnóstico y a las limitaciones de la situación, huyendo de planteamientos utópicos que generan expectativas que no se pueden alcanzar y que irremisiblemente desembocan en un desencanto técnico, político y social;

PRECISO, definiendo con detalle programas, acciones y obras necesarios, e incorporando indicadores que permitan valorar adecuadamente el grado de cumplimiento de los objetivos planteados;

ARMÓNICO para, apoyándose en la dinámica fluvial, actuar a favor de los procesos fluviales dejando que el río efectúe la mayor parte del "trabajo";

AUTÓNOMO, la restauración sólo debe marcar la dirección, siendo el potencial físico y biológico del río el que elija su propio camino;

SECUENCIAL:

- 1) recuperación del régimen hidrológico y de la calidad del agua,
- 2) recuperación del espacio de libertad fluvial y de la morfología,
- 3) recuperación de la vegetación de ribera,
- 4) recuperación de la biota acuática;

ADECUADO en sus HORIZONTES TEMPORALES a la dinámica de los procesos sobre los que se actúa;

CONSENSUADO Y GLOBALMENTE ACEPTADO, que responda a las expectativas planteadas por los distintos grupos sociales dentro de lo ambiental, social y económicamente posible.

No es entendible un PROGRAMA O PROYECTO DE RESTAURACIÓN que no aborde la caracterización del escenario de referencia y que no presente, como resultado del análisis de la situación actual, de los condicionantes y oportunidades, un "escenario objetivo" que, arropado en la participación pública, permita plantear alternativas de actuación, técnica y socialmente viables, y seleccionar la más adecuada considerando el conjunto del ecosistema fluvial.

Además del río que "debe ser" (escenario de referencia) y del "mejor posible" (escenario objetivo), está el río que nos toca vivir, el que "es". Y conocerlo, caracterizarlo con detalle suficiente y en todas sus facetas o, al menos, en las más trascendentes para su integridad funcional, es imprescindible para poder hacer un diagnóstico adecuado y plantear las soluciones, tanto para paliar los efectos de las disfunciones detectadas como para abordar la eliminación de las causas últimas, ofreciendo al río lo necesario para que los procesos de autorrecuperación se activen y actúen.

Esa tarea de caracterizar el río que "es" debe, sí, incluir el análisis del régimen actual de caudales, del espacio fluvial y de la biota acuática y de ribera, pero también debe ocuparse de identificar y valorar las presiones e impactos a los que el sistema está sometido, las demandas sociales y las oportunidades legales, económicas y políticas que pueden y deben aprovecharse para fortalecer el proceso de restauración.

En definitiva, y sirva este párrafo como síntesis, los programas de recuperación de ríos no pueden concebirse como un mero conjunto de actuaciones aisladas; deben ser el resultado de un proceso

de reflexión que contemple el ecosistema fluvial en su conjunto, su realidad y su potencialidad, y adecuadamente enmarcado en el contexto social en el que se van a desarrollar.

Lo primero es lo primero

A la hora de establecer prioridades para la restauración, pueden plantearse dos cuestiones:

a) ¿qué río o tramo se aborda primero? y **b)** ¿qué actuaciones deben desarrollarse en primer lugar?

Criterios para priorizar el ámbito de actuación: ¿dónde primero?

Para establecer la prioridad de actuación es razonable imponer los criterios de eficiencia económico-social y eficacia ambiental: aquel río o tramo en el que con menor gasto –entendido en este triple sentido– se consiga un estado más próximo al de referencia será el primero a considerar.

La aplicación de ese principio implica que son las actuaciones de protección las que deben considerarse prioritarias. Estas actuaciones pueden plantearse con arreglo al siguiente esquema:

- 1) Identificación y caracterización de ríos o tramos mejor conservados.
- 2) Promulgación de instrumentos legales con los que se evite su deterioro, estableciendo para el espacio fluvial usos estrictamente compatibles con la dinámica y funcionalidad del río.
- 3) Fomentar cambios de uso en el espacio fluvial y su entorno, compensando las pérdidas de renta que éstos pudieran producir.
- 4) Definición y aplicación de un régimen ambiental de caudales que garantice la disponibilidad de agua en cantidad, calidad y régimen suficiente para asegurar el mantenimiento de los atributos geomorfológicos y biológicos compatibles con el buen estado ecológico del río o tramo.
- 5) Puesta en marcha de acciones que hagan desaparecer o, cuando menos, limiten los impactos que estos tramos emblemáticos soportan, y/o que eliminen o reduzcan, hasta donde sea posible, las presiones a las que se encuentran sometidos.

6) Propiciar actuaciones que fomenten la conciencia y participación social en la salvaguarda de ese patrimonio natural y cultural.

En segundo lugar estarían los tramos susceptibles de ser restaurados o rehabilitados, esto es, aquéllos en los que es posible devolver al río, con un proceso paulatino y secuenciado, una composición, estructura, funcionalidad y dinámica próximas a las correspondientes al estado de referencia.

En último lugar estarían los tramos a los que sólo cabe aplicar un programa de mitigación. El caso más frecuente se corresponde con los tramos urbanos, que normalmente han sufrido afecciones irreversibles. Conviene señalar aquí que, por desgracia, son estos tramos los que primero se consideran para aplicar en ellos fuertes inversiones, sin más criterio que el de la oportunidad política: el río se "recupera" para mayor gloria del consistorio de turno, ofreciendo al ciudadano un río a la medida de la ciudad, evitando que sea la ciudad, sus ciudadanos, los que tomen conciencia de la necesidad de que deben ser ellos los que se acomoden al río, los que deben ceder espacios y asumir usos que permitan la convivencia con un río digno. Este párrafo, para el que se ha buscado contundencia, no debe llevar a la conclusión visceral de que rehabilitar tramos en entornos urbanos debe estar poco menos que proscrito por su escasa eficiencia ambiental, o sólo debe asumirse si se puede alcanzar un escenario objetivo suficientemente "natural" que inmediatamente debe acotarse, limitando su uso y disfrute. Ni lo uno ni lo otro. Con frecuencia las actuaciones en entornos urbanos ofrecen oportunidades excepcionales:

- a) permiten que los ciudadanos tomen conciencia del estado en el que se encuentra su río, de la necesidad de fijar límites al uso de su agua y espacio, de materializar esa toma de conciencia en renunciaciones expresas en beneficio del nuevo río, que responde ofreciendo a la ciudad, a sus ciudadanos, oportunidad para disfrutar;
- b) propician una nueva forma de ver el río, una nueva cultura que hará más fácil aplicar recursos y renunciaciones a otros tramos fuera de los espacios urbanos. En otras palabras, si la inversión ambiental no es singularmente rentable en estos ríos urbanos, sí lo puede ser, y mucho, para el cambio de criterios

y sensibilidades respecto a los ecosistemas fluviales, y ese activo intangible es crucial para poner en valor, y en práctica, la necesidad de recuperar y respetar todas las dimensiones del río.

Sirva esto último para relativizar las prioridades expuestas a lo largo de este epígrafe. Conviene tener una pauta, una referencia, pero es imprescindible no hacer de eso ley. Análisis, reflexión, discusión y rigor son esenciales para, en cada caso, establecer las prioridades y tomar las decisiones que permitan la recuperación de nuestros ríos, considerando, siempre, las opciones con mayor posibilidad de éxito.

Criterios para priorizar el orden de las actuaciones: ¿qué hacer primero?

Los ecosistemas ligados al río están caracterizados por una gran capacidad de recuperación frente a las condiciones que crean situaciones extremas. Esa elasticidad está singularmente marcada en el ámbito mediterráneo. Avenidas y sequías, con sus innegables efectos dismanteladores sobre la biota acuática y de ribera, son también elementos esenciales para mantener la composición y estructura del ecosistema. De hecho, el río ha desarrollado mecanismos que le permiten usar esos eventos excepcionales como factores de renovación imprescindibles para el mantenimiento de sus procesos básicos, y funcionan también como barreras que limitan la entrada de especies foráneas.

Esos mecanismos y esa capacidad de recuperación son una realidad que debe reconocerse y también, por qué no, utilizarse cuando se aborda la restauración fluvial: dejar que sea el río el que ponga en juego sus capacidades naturales de recuperación y realice la mayor parte del trabajo. La restauración fluvial debe tener más una tarea de tutoría, de orientación, de dar las condiciones mínimas necesarias, que la de ejecutar

actuaciones que dejen absoluta y aparentemente resuelto el problema. Ésta es la premisa. La secuencia de eventos propuesta se expone en la tabla 1.2.3. Tres son los aspectos que, en mayor o menor medida, determinan la capacidad de recuperación de un río:



Con ellos, el río es capaz de desencadenar de manera autónoma los procesos que le permiten alcanzar su estado de sistema en perpetua y, más o menos, amplia oscilación en torno a una condición de equilibrio dinámico. Con agua y espacio a disposición del río, conviene analizar la conveniencia de acelerar el proceso de recuperación propiciando:

- 1) el dismantelamiento de elementos artificiales que rigidizan el cauce, si es que no hay razones de riesgo que lo desaconsejen;
- 2) la reconfiguración de las pautas básicas de la morfología perdida;

Tabla 1.2.3 Fases del proceso de restauración fluvial

Fase	Funciones y componentes que se han de recuperar
■ Fase I	■ Recuperación del régimen hidrológico y de la calidad del agua
■ Fase II	■ Recuperación del espacio de libertad fluvial y de la morfología
■ Fase III	■ Recuperación de las funciones del bosque ripícola
■ Fase IV	■ Recuperación del hábitat para la biota acuática

3) plantaciones que contribuyan a conformar un biotopo propicio en el que pueda integrarse la fauna y que pueda cumplir cuanto antes con las funciones de corredor, filtro, fuente y barrera que le son propias.

A continuación se presentan algunas consideraciones, necesariamente genéricas, sobre las actuaciones básicas que se deben considerar en la mayoría de los planes de restauración de ríos.

Restaurar para recuperar funciones, componentes y procesos

Recuperación del régimen hidrológico y de la calidad del agua

Es un hecho por todos conocido que el aprovechamiento de los recursos hídricos de una cuenca produce inevitablemente una modificación de su régimen de caudales, alterándolo en aspectos como la magnitud, variabilidad, estacionalidad y frecuencia, todos ellos con una significación crucial en el funcionamiento del ecosistema. Recuperar el régimen supone definir las características hidrológicas que debe cumplir un régimen de caudales para garantizar el mantenimiento de los elementos básicos de la composición, estructura y funcionalidad naturales del ecosistema fluvial, así como de las características de los ecosistemas terrestres vinculados. Es por ello que al nuevo régimen así constituido se le otorguen los calificativos de ambiental, ecológico, de mantenimiento, etc.

Magdaleno (2005) ofrece una espléndida revisión de conceptos y metodologías para la estimación de regímenes ecológicos de caudales. Más recientemente, Martínez Santa-María y Fernández Yuste (2006b) han propuesto una nueva metodología de estimación de caudales ambientales, denominada Régimen Ambiental de Caudales (RAC) que presenta como rasgo más distintivo el proporcionar, no un único régimen ambiental, sino un conjunto de posibles regímenes o escenarios ambientales, e incorporar una valoración de los mismos según su grado de acercamiento al régimen natural. De este modo, en presas ya existentes, el gestor del recurso dispone de una herramienta con la que incorporar de manera objetiva y cuantificada los aspectos ambientales al protocolo de toma de decisiones. En presas de nueva construcción, el RAC permite igualmente establecer escenarios de gestión cuyo "coste" ambiental podrá ser definido cuantitativa y cualitativamente, con vistas a la optimización de recursos. Tras ser expuesto el papel crucial que juega el régimen natural de

caudales en la conformación y funcionamiento del ecosistema fluvial, es lógico concluir que en el diseño del régimen ambiental se debe tomar como referente ese régimen, tratando de reproducir las pautas hidrológicas naturales con mayor trascendencia ecológica.

Por ello, y siguiendo la metodología del RAC, se definen los siguientes **principios básicos en el diseño de un régimen ambiental**:

1. Mantenimiento de la estructura de la variabilidad interanual. Incorporar años "húmedos", "medios" y "secos" en proporciones análogas a las identificadas en el régimen natural. De este modo, se garantizan en el régimen ambiental todos los procesos vinculados a la diversidad hidrológica.

2. Mantenimiento de la estructura de la variabilidad intraanual. Mantener una fluctuación de caudales a lo largo del año homologable a la del régimen natural para cada tipo de año; de este modo, se garantizan en el régimen ambiental las pautas estacionales naturales.

3. Mantenimiento de los caudales de los meses más secos. Respetar los caudales de los meses más secos del régimen natural para cada tipo de año, por constituir, en el ámbito climático sur europeo y norte africano, las condiciones más restrictivas para la biota.

4. Mantenimiento de las avenidas habituales. Incorporar avenidas relacionadas con procesos biológicos (avenidas de pequeña magnitud y alta frecuencia), especialmente, las vinculadas con la fenología de la freza de la ictiofauna, asegurando que su magnitud es suficiente para arrastrar los depósitos

de los elementos más finos depositados en el lecho, garantizando, además, la estacionalidad adecuada.

5. Mantenimiento de las avenidas geomorfológicas y de las avenidas de conectividad. Incorporar avenidas geomorfológicas y de conectividad con la llanura de inundación, homologables en magnitud y duración a las del régimen natural, considerando su variabilidad interanual, respetando la época en la que naturalmente se producen y con unas tasas de variación en las curvas de crecida y decrecida que no condicionen la dinámica de las comunidades naturales acuáticas, como consecuencia del arrastre de individuos en la fase de crecida o de la desconexión brusca del curso principal de agua en la fase de decrecida.

6. Mantenimiento de mínimos absolutos. Fijar unos caudales mínimos en magnitud, duración y estacionalidad, como umbrales de resiliencia a partir de los observados en régimen natural para, así, asegurar que la biota puede recuperarse de las perturbaciones ocasionadas por la escasez del caudal circulante.

Conseguir la recuperación del régimen de caudales sin asegurar un mínimo de calidad del agua es un contrasentido. Por ello, y en paralelo con la restauración del régimen, es necesario plantear las medidas que aseguren la recuperación de la calidad del agua en función de los objetivos definidos en la planificación hidrológica general.

Recuperación del espacio de libertad fluvial y de la morfología

El río tiene una "vida" morfológica intensa y dinámica, y para esa "vida" necesita y demanda espacio, un espacio de libertad que no se limita al cauce y la ribera que puede apreciarse en el momento actual, porque su dinamismo debe contemplarse en una escala temporal amplia, en la que lo estático, lo inamovible, prácticamente no existe.

Espacio de movilidad funcional

Se entiende por espacio de movilidad funcional (EMF) el espacio del valle que, en condiciones naturales, el río necesita para el desplazamiento lateral con el que conseguir un adecuado equilibrio hidrosedimentológico. Dicho equilibrio es el resultado del balance entre la energía potencial que define el valle y que éste pone a disposición del flujo, y la que se invierte en el transporte del propio caudal líquido, de la carga de sedimentos y de la interacción con la

vegetación, el lecho y las orillas. La delimitación del EMF es fácil en corredores fluviales sin alteraciones antrópicas, porque el río deja claramente señalados sus límites. Pero hacerlo en espacios transformados por la actividad humana puede ser, en muchos casos, una tarea prácticamente imposible. Un posible protocolo genérico de referencia para la delimitación del EMF puede sintetizarse en los siguientes pasos:

- Fotointerpretación y cartografía histórica.
- En tramos meandriformes puede utilizarse la relación $EMF \approx 10w$, siendo EMF la anchura del espacio de movilidad funcional y w la anchura del cauce correspondiente a la condición de cauce lleno o *bankfull*.
- La reciente incorporación de tecnología láser a la fotografía aérea aporta la capacidad de reproducir

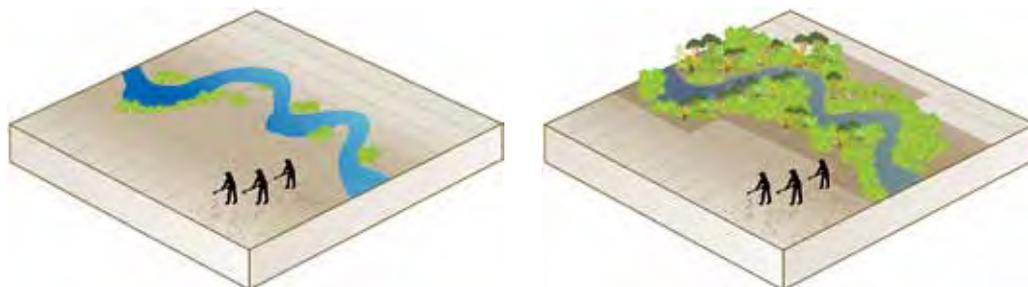


Figura 1.2.2 Recuperación del espacio de movilidad fluvial y de su funcionalidad con primas compensatorias por cambio de uso (basado en Johnson, 1999).

Cuadro 1.2.1 Morfología fluvial y hábitat

- **Microhábitat:** la zona hiporreica –área intersticial saturada, en el lecho o en las orillas, que contiene parte del agua del río o que está siendo afectada por la infiltración– es un elemento esencial del río como biotopo de la base trófica del sistema (perifiton, macroinvertebrados), y porque define las cualidades del intercambio físico-químico con el manto aluvial y la resistencia al flujo. Dentro de la escala “micro”, la morfología de la sección determina las características hidráulicas locales: calado, velocidad, turbulencias y cortantes. Éstas, a su vez, definen el biotopo acuático, condicionando, por tanto, los procesos de competición, alimentación, relación, reproducción y refugio; también determinan la dinámica sedimentaria local y condicionan los procesos de dispersión de propágulos, microorganismos y materia orgánica.
- **Mesohábitat:** a esta escala, la morfología establece la presencia, secuencia y persistencia de rápidos, tablas y pozas, formas del mesohábitat que determinan la diversidad de biotopos acuáticos. También determina las características de la ribera y de la llanura de inundación colindante, influyendo, por tanto, en las funciones como hábitat, barrera, corredor, filtro, fuente y sumidero, trascendentales en la integridad del ecosistema fluvial.
- **Macrohábitat:** a este nivel, la morfología determina la ubicación, características y dinámica de la secuencia longitudinal de las formas en planta, siendo, en consecuencia, el elemento clave que articula la evolución longitudinal de los componentes bióticos y abióticos del ecosistema fluvial.

el relieve fluvial con elevadas precisiones en cota, hasta el punto de poder identificar los trazados de antiguos meandros y brazos abandonados, permitiendo complementar la información obtenida con la fotografía aérea convencional (Magdaleno y Martínez, 2006).

Delimitar el EMF es el primer paso, pero la constatación de ese espacio no puede quedar sólo en un plano. Hay que establecer estrategias administrativas, legales y técnicas que permitan explotar esa información en beneficio del río. Así, sobre el EMF conviene definir áreas más detalladas, que normalmente se presentarán como bandas que se despliegan en paralelo al cauce, que representen espacios con funciones ambientales específicas (Malavoi, 1998). Considerando las peculiaridades y características de esas bandas se pueden establecer limitaciones respecto a los usos de ese suelo, para que sean compatibles con su funcionalidad ambiental. Otra estrategia complementaria para conseguir un EMF adecuado en superficie y uso es ofrecer a los titulares privados del suelo ayudas para fomentar el cambio de uso. En entornos rurales o periurbanos el objetivo sería recuperar, para el río, un espacio que le es necesario y que, actualmente, presenta usos agrícolas, ganaderos y/o selvícolas (figura 1.2.2). Estas ayudas para la creación de espacios de ribera deberían contemplar lo siguiente:

- 1) La adecuación morfológica, asegurando la presencia efectiva de ribera, su continuidad y conectividad, tanto hacia el cauce como hacia el ecosistema terrestre colindante.

- 2) La plantación de especies adecuadas, cuidando su procedencia y la diversidad genética.

- 3) El mantenimiento durante un período de tiempo suficiente para asegurar la persistencia de la actuación.

- 4) Compensaciones por la pérdida de renta que este nuevo uso conlleva.

Un análisis crítico de las experiencias análogas de la Política Agraria Común en actuaciones respecto al abandono de cultivos en beneficio de usos forestales, puede aportar criterios y estrategias para el desarrollo de este tipo de actuaciones.

Morfología fluvial

El río es un sistema tridimensional con transferencia de masa, energía y biota en sus tres ejes: longitudinal, transversal y vertical. Los flujos en el sentido de la corriente, las interacciones laterales con la ribera y la llanura de inundación, y los intercambios con el acuífero aluvial son todos importantes. La integridad del sistema fluvial depende del mantenimiento, en esas tres dimensiones, de los componentes y procesos hidrológicos, geomorfológicos y biológicos y de sus interacciones dinámicas (Petts y Amoros, 1996).

En ese contexto, la morfología es, sin duda, un elemento fundamental del río. Es la respuesta del sistema a las entradas de materia y energía. Esa respuesta es el resultado de la interacción entre la materia –caudal líquido y sólido–, la energía

disponible para realizar su transferencia –definida por la pendiente del valle–, y la que necesariamente se disipa en el proceso de transferencia. En un sentido estricto, la morfología y su dinámica se cuentan entre los elementos abióticos del río, sin embargo, determinan las características cuantitativas y cualitativas de sus biotopos (cuadro 1.2.1), tanto acuáticos como ripícolas, condicionando, por tanto y sustancialmente, la biota.

Sin duda, la primera reflexión que debe hacerse al hablar de actuaciones en morfología fluvial es que a un río no se le debe imponer una fisionomía. Y esa afirmación lleva a una conclusión inmediata: para poder incorporar la morfología fluvial a los planes de actuación en ríos es necesario disponer de "herramientas" que nos permitan definir las características morfológicas básicas que corresponden al tramo y su relación con las variables que las determinan en mayor medida. En otras palabras, es imprescindible conocer cómo deben ser los patrones morfológicos que determinan el equilibrio dinámico del tramo para, así, poder establecer una valoración sobre el estado morfológico actual y plantear las acciones adecuadas para conseguir guiarlo hacia una geometría en equilibrio con la dinámica hidrogeomorfológica.

Antes de seguir adelante conviene presentar unas breves pero importantes puntualizaciones. La morfología fluvial es el resultado de una interacción

de procesos muy complejos, con escalas espaciales y temporales muy diversas, con un alto grado de retroalimentación y donde no siempre es fácil deslindar causa de efecto o variables dependientes de independientes. Además, los resultados disponibles para la caracterización de estos procesos están aún lejos de formar un cuerpo de doctrina definitivamente consolidado. Resulta, pues, inmediato advertir que las ecuaciones disponibles en la literatura especializada deben considerarse más como un orden de magnitud, que como un valor único y cierto. La morfología fluvial tiene, en una primera aproximación, cuatro grados de libertad representados por otros tantos planos: pendiente longitudinal, forma en planta, sección transversal y formas de lecho. Estos cuatro grados de libertad no son independientes entre sí, y presentan dinámicas espaciales y temporales distintas. A continuación se presentarán algunas consideraciones sobre los dos grados de libertad más significativos: la forma en planta y la sección transversal.

Forma en planta

Los primeros trabajos (Leopold y Wolman, 1957) buscaron relaciones sencillas entre las formas básicas en planta (recta, meandriforme, trenzada, anastomosada) y variables que, en mayor medida, las controlasen, como la pendiente y el caudal generador del lecho o *bankfull* (Q_b) (cuadro 1.2.2). Trabajos posteriores (Parker, 1976; Berg, 1995) incorporaron algunas variables más complejas (nº de Froude; potencia específica, etc.) que permitían estimaciones

Cuadro 1.2.2 Caudal generador del lecho o caudal *bankfull*

- Criterio MORFOLÓGICO: es el caudal que "llena" el cauce, entendiéndose como cauce el situado por debajo de la llanura de inundación. Esta determinación morfológica puede llevarse a cabo utilizando los indicadores propuestos por Dune y Leopold (1978): punto de cambio del talud vertical de orilla al plano de la llanura de inundación, punto de cambio de una pendiente fuerte a otra sensiblemente más tendida, cambio en el tipo de vegetación o cambios en la textura de los sedimentos depositados. Estas reglas generales tienen excepciones. Así, por ejemplo, en ambientes áridos y semiáridos hay ríos que muestran un macro-cauce acomodado a eventos extremos que presenta un cauce activo mucho menor, que se mueve con mucha libertad en el seno del macro-cauce; ese cauce activo es el que debe considerarse para la caracterización del Q_b (Van Niekerk *et al.*, 1995).
- Criterio de TRANSPORTE DE SEDIMENTOS: es definido como el aumento de caudal que arrastra la mayor porción de sedimentos en un período de varios años (Andrews, 1980). Este valor puede obtenerse con sólo seleccionar el caudal que hace máximo el producto de la frecuencia por el correspondiente caudal sólido (figura 1.2.3). Este procedimiento, además de ser más objetivo y consistente que el anterior e integrar el proceso físico responsable de la geometría del cauce, presenta una ventaja conceptual, pues incluye en el concepto del Q_b dos aspectos trascendentales: magnitud y frecuencia.
- La dificultad práctica de aplicar el criterio morfológico y la complejidad que conlleva determinar la curva de frecuencias del caudal sólido, ha propiciado el desarrollo de distintos protocolos para una estimación más rápida. Un procedimiento interesante puede ser obtener los caudales correspondientes a períodos de retorno de entre 1 y 5 años y hacerlos circular sobre un modelo hidráulico del tramo (por ejemplo con HEC-RAS), y comprobar cuál es el que en mayor medida cumple la condición de "llenar" el cauce.

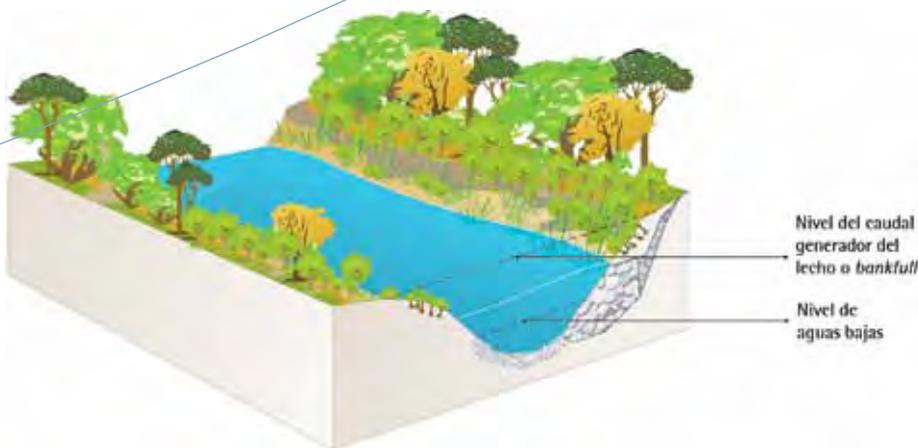


Figura 1.2.5 Elección de diferentes técnicas de estabilización de taludes según la distribución de las fuerzas cortantes a lo largo del talud.

las dos primeras al régimen lento (número de Froude <1), y las antidunas al régimen rápido (número de Froude >1), y son formas que pueden cambiar en un corto lapso de tiempo. Su papel es importante, porque inducen pérdidas de energía significativas, pero desde el punto de vista de la restauración de la morfología tienen una trascendencia menor, por ser elementos muy variables en el tiempo.

En los lechos de grava, la secuencia de rápidos y remansos se presenta tanto en tramos rectos como meandriiformes. Son mucho más estables en el tiempo que las formas de lecho en cauces de arena y dotan al río de una importante variabilidad hidráulica y granulométrica, jugando un papel destacado en la diversidad de la biota acuática. La génesis y dinámica de estas formas de lecho escapa del alcance de esta síntesis; el lector interesado puede consultar el epígrafe dedicado al estudio de la secuencia de rápidos y remansos en el magnífico libro de David Knighton (1998).

Los saltos y pozas, típicos en tramos de montaña con pendientes mayores del 3-5 %, pueden caracterizarse morfológicamente por la distancia entre saltos consecutivos (L) y la altura del salto (H). El espaciamiento entre saltos oscila entre dos y tres veces la anchura del cauce (Ching, 1989). En cuanto a la altura del salto Abrahams *et al.* (1995) proponen la relación $H/L \approx 1,5 \cdot S$, siendo S la pendiente del cauce. El papel de esta secuencia de saltos y pozas en los cauces de montaña es fundamental, ya que con ella se consigue una intensa disipación de energía, esencial para el control de la energía potencial que la fuerte pendiente pone a disposición del flujo.

En la restauración no caben imposiciones, sólo orientaciones: el río es escultor y escultura, creador y criatura.

Estabilización de taludes de orilla

Una vez establecida la morfología del escenario objetivo hay que realizar las actuaciones necesarias para que el río pueda alcanzarla y mantenerla. Debe partirse, por supuesto, de asegurar la disponibilidad del EMF porque, reiteramos, la morfología es intrínsecamente dinámica y el río se "mueve", aunque siempre dentro de un patrón de referencia y con unos rangos dimensionales, más o menos, acotados. Y desde esa disponibilidad, conviene realizar actuaciones que agilicen la toma de posesión por parte del río de su forma y espacio.

Un problema que hay que afrontar ante estas actuaciones es el de dotar de estabilidad a los taludes. No se trata de fijarlos de manera permanente y absoluta, pero sí de propiciar estabilidad durante el tiempo suficiente para que la vegetación y los procesos naturales se acomoden a la nueva realidad del río. A esta afirmación cabe hacer una importante excepción: cuando la inestabilidad de la orilla compromete la seguridad de personas, bienes o infraestructuras cuyo daño no es asumible. En estos casos, y si no es posible desplazar el elemento afectado, puede plantearse una estabilización permanente. Para adecuar la estabilidad de los taludes que conforman las orillas es necesario lo siguiente:

- 1) Determinar la magnitud de los cortantes que el agua ejerce y su distribución a lo largo del talud.

- 2) Adecuar el material, la ejecución y el mantenimiento a esa magnitud y distribución.
- 3) Dotar de la máxima funcionalidad ambiental a las soluciones utilizadas.

No es infrecuente encontrar actuaciones en las que se ha aplicado el tercero de los criterios, sin verificar los dos anteriores. Además de no conseguir la estabilidad deseada, se puede interpretar lo que es un fallo de diseño como un signo de ineficiencia de materiales y elementos que aportan funcionalidad ambiental. Esa errónea conclusión puede desacreditar no al proyectista, sino al material, y generar un desencanto que puede comprometer la incorporación de nuevos planteamientos y técnicas. En cuanto al cortante (fuerza tangencial por unidad de superficie) es imprescindible tener presente que su valor máximo se presenta en la base del talud y disminuye de manera sensiblemente lineal hasta hacerse cero cuando se alcanza la superficie libre (figura 1.2.4).

En consecuencia, para asegurar la estabilidad del talud no es razonable emplear una única solución. Así, en la parte más baja y hasta la cota de las avenidas habituales (período de retorno no mayor de un año), habría que situar los elementos que, convenientemente dispuestos, pueden ofrecer más resistencia a las acciones del flujo, como pueden ser escolleras, biorrollos, troncos y tocones, etc. Hasta la cota correspondiente a las avenidas ordinarias que definen el cauce (período de retorno de 2 a 5 años) pueden utilizarse elementos de bioingeniería (mantas orgánicas, fajinas, etc.), y por encima de esa cota recurrir, salvo circunstancias singulares, solamente a la plantación (figura 1.2.5). En este sentido, la utilización de elementos de bioingeniería hace que sea necesario establecer un protocolo muy cuidadoso en lo que al material, la ejecución y el mantenimiento se refiere. Así, y como ya se ha comentado, para una correcta elección de especies se debe considerar lo siguiente:

- 1) Su adecuación a las características geobotánicas del tramo.
- 2) Una conformación de sus sistemas radicales y aéreos adecuados a su posición en el talud, de manera que los primeros se desarrollen rápidamente y ofrezcan una buena sujeción tanto de la planta como del suelo, y que los segundos tengan un comportamiento adecuado en los episodios de avenidas.
- 3) Una procedencia acorde con la ecorregión donde se instalan y con garantías de suficiente diversidad genética.
- 4) En cuanto a la plantación, debe cuidarse la época y el tempero, aspectos que no siempre se contemplan adecuadamente, especialmente en ámbitos acostumbrados a trabajar con materiales inertes en los que esas condiciones son irrelevantes.
- 5) Respecto al mantenimiento, los proyectos deben contemplarlo de manera expresa, y establecer tiempos y fondos suficientes para asegurar la persistencia del material vivo instalado.

Por último, y en relación con la aplicación de la bioingeniería a los proyectos de restauración de ríos, conviene señalar que ésta no se debe utilizar de manera indiscriminada. Su uso debe responder, como el de cualquier material o técnica, al análisis del problema que se quiere resolver, a la consideración de los condicionantes que puedan existir, y a la garantía de su eficacia (capacidad para resolver o paliar la disfunción o problema detectado) y eficiencia (capacidad para conseguir el efecto deseado con economía de medios y/o tiempo). En otras palabras, no debe caerse en el frecuente error de aceptar que este tipo de técnicas, por el sólo hecho de usar material vegetal, ya sea vivo o muerto, garantizan el éxito de cualquier actuación que con ellas se desarrolle.

Recuperación de las funciones del bosque de ribera

Desde un punto de vista estrictamente botánico, al hablar de una ribera nos referimos al conjunto de especies freatófitas –amantes del agua–, que

necesitan ubicaciones próximas al nivel freático para tener asegurado un contenido de humedad en la zona de desarrollo de sus raíces y poder, de este modo,

completar su ciclo biológico. Esta circunstancia es decisiva en el funcionamiento de las riberas, pues esta mayor disponibilidad hídrica favorece los procesos de evapotranspiración incluso en épocas de escasez de agua, propiciando un ambiente más húmedo y templado que el del entorno. Por ejemplo, Sterling (1996) recoge hasta 7,5 °C de diferencia en la temperatura del aire entre el interior y el exterior de un soto.

Además si el bosque de ribera supone una cobertura vegetal adecuada, la intercepción de la luz solar y las precipitaciones, junto a la protección efectiva frente al viento, propician un aprovechamiento óptimo del agua, y un régimen de temperaturas suavizado en el suelo que influye, positivamente, en muchos procesos edáficos. Por todo ello, desde el punto de vista estructural, la ribera constituye un espacio físico con unas condiciones ambientales muy diferentes a las del entorno. Todos estos cambios microclimáticos son percibidos por un gran número de organismos que encuentran en la ribera un hábitat para vivir, alimentarse, cobijarse en épocas extremas,

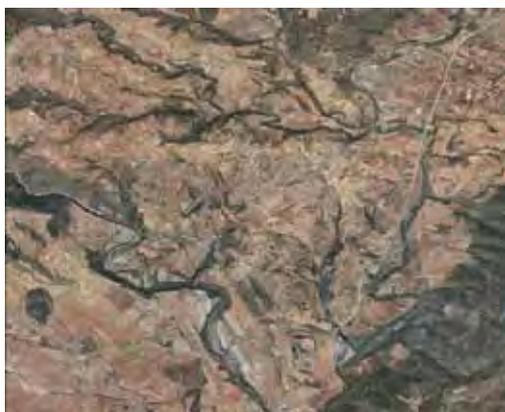


Figura 1.2.6 Ejemplo de las funciones de corredor y de conexión que cumple una red de cursos de agua efímeros en un paisaje altamente deforestado (fuente: Instituto Cartográfico Valenciano).

reproducirse y relacionarse. Es por ello que un río no es sólo un corredor de agua y sedimentos, como correspondería si exclusivamente nos ciéramos al concepto de río. Gracias a su ribera, es también un corredor paralelo de especies animales y vegetales, de materia orgánica, de condiciones térmicas y de energía (figuras 1.2.6 y 1.2.7). La vegetación de ribera es, por todo lo expuesto, un componente fundamental del ecosistema fluvial, pero su persistencia sólo está garantizada si previamente se



Figura 1.2.7 Función de filtro que cumple la vegetación de ribera en un área agrícola (fuente: Instituto Cartográfico Valenciano).

han restituido el régimen de caudales, el espacio de libertad y la morfología.

La restauración de una ribera debe perseguir no sólo una recuperación estética, sino, sobre todo, una recuperación de su funcionalidad ambiental. El referente fundamental en esta tarea serán las comunidades naturales de tramos bien conservados. De ellas obtendremos no sólo material reproductivo para las plantaciones sino también pautas a seguir en la recuperación de su heterogeneidad biótica y estructural.

Respetar las pautas que la naturaleza nos enseña es crucial para garantizar el éxito en la restauración del bosque de ribera. Recordemos que las especies freatófitas necesitan estar próximas al agua, pero que esta proximidad lleva muchas veces asociada su propia destrucción, pues están sometidas a crecidas e inundaciones catastróficas que alternan con períodos extremos de sequedad y bruscas variaciones en el nivel de las aguas. Por ello, debemos ser conscientes de que un bosque de ribera en su estado más natural no constituye una formación madura, estable y permanente en el tiempo. Muy al contrario, se caracterizan, como cita Sterling (1996), por ser ecosistemas abiertos, constituidos por un mosaico de microhábitats de alta heterogeneidad de etapas sucesionales.

Con todo lo expuesto se reafirma que los programas de restauración deben tener como objetivo prioritario la recuperación del régimen hidrológico natural, como factor determinante de la sucesión dinámica del bosque de ribera.

Si el río dispone de agua, en el régimen y calidad adecuados, y de espacio físico para desarrollarse, su potencial biológico será inmenso. En estas condiciones y dentro de períodos de tiempo relativamente breves el río puede recuperar su banda ripícola de modo natural. Por ello, las intervenciones humanas deben

plantearse como "ayudas a corto plazo", porque serán las primeras crecidas y avenidas con su carga de agua, sedimentos, semillas y propágulos la fuente definitiva de energías y materiales que modelarán y reestructurarán la ribera.

Recuperación del hábitat acuático

En la secuencia propuesta de actuaciones de restauración fluvial, la recuperación del hábitat para la biota acuática constituye el último eslabón. La razón de ello es obvia, pues los principales factores que controlan la calidad y cantidad de hábitat disponible son el régimen hidrológico, las características físicas del cauce, la calidad del agua y los ecosistemas ripícolas.

Por ello, no es lógico abordar la recuperación del hábitat, y mucho menos plantear la introducción de especies si previamente no se garantiza que los cuatro componentes anteriores han alcanzado un nivel de funcionalidad aceptable. Y viceversa, es decir, en un tramo en el que se ha conseguido restaurar régimen, calidad, morfología y ribera, es muy probable que salvo presiones antrópicas extremas, la biota acuática irá colonizando y estableciéndose de modo progresivo.

De forma complementaria, se pueden llevar a cabo acciones puntuales con el propósito de acelerar y/o complementar la disponibilidad natural de hábitat y, con ello, favorecer el desarrollo de comunidades sanas en estructura, composición y diversidad.

El objetivo fundamental de este tipo de actuaciones es, básicamente, fomentar la diversidad hidráulica. Para ello, se disponen en el cauce y orillas diversas estructuras que rompen la homogeneidad de ciertos parámetros hidráulicos -por ejemplo el calado o la velocidad- e inducen variaciones en otras variables hidráulicas dependientes, como esfuerzos cortantes, turbulencias, flujos secundarios, etc. Esta variabilidad hidráulica asociada a la variabilidad granulométrica y morfológica y a otros parámetros ambientales, irá conformando diferentes microhábitats con potenciales bióticos muy distintos. Las intervenciones deberán ser diseñadas con la finalidad de crear el

mayor espectro posible de condiciones de hábitat. Algunos ejemplos técnicos de este tipo de actuaciones son (FISRWG, 1998):

Grandes rocas en el cauce: grupos de grandes cantos rodados se sitúan dentro del canal de aguas bajas para facilitar refugio, crear pozas por erosión o áreas de corriente lenta.

Diques transversales: Estructuras de troncos o rocas del mismo río o introducidas, colocadas transversalmente al cauce y ancladas a las orillas y/o al lecho para crear pozas, controlar la erosión del lecho y retener grava.

Pasos para peces: se trata de una serie de actuaciones en el cauce dirigidas a mejorar las condiciones de movilidad longitudinal de los peces y, así, sus posibilidades de reproducción, utilización del hábitat y otras funciones vitales.

Refugios de troncos, ramas y rocas: estructuras de troncos, ramas y/o rocas instaladas en la parte baja del talud para mejorar el hábitat de los peces, dar complejidad y dinamismo a la red trófica, evitar la erosión del talud y proporcionar sombra.

Cobertura con árboles: árboles talados situados a lo largo de la orilla para proporcionar sombra, sustrato y hábitat a organismos acuáticos, actuar como deflectores de la corriente y crear zonas de turbulencias y zonas de corriente tranquila para promover, tanto el arrastre, como el depósito de sedimentos.

Deflectores: estructuras que se internan en el cauce desde las orillas, pero que no bloquean el canal por completo. Éstas alejan la corriente de la orilla y generan espacios profundos (pozas) al encauzar y acelerar la corriente.

Complicidad, tiempo y seguimiento

La secuencia con la que necesariamente deben plantearse las distintas acciones para abordar la restauración fluvial debe hacerse, además de en el orden adecuado, con la complicidad del río, de manera que se aprovechen las capacidades que éste tiene para su autorrecuperación. El aprovechamiento de esas capacidades requiere orden –lo primero es lo primero– sí, pero también, tiempo. Por ejemplo, si de una restauración morfológica global se trata –eliminación de un encauzamiento–, una vez definida y planteada en el terreno la forma en planta, la geometría básica de la sección y estabilizados los taludes en aquellos puntos en los que sea necesaria esta intervención, en general, no será conveniente desarrollar más actuaciones sobre la morfología, dejando que sea el río el que asuma esa tarea.

En concreto, no sería recomendable empeñarse en conformar de inicio una secuencia de rápidos y remansos, o en establecer playas en la parte interior de las curvas, o en fijar, de manera generalizada y, por tanto, indiscriminada, todos los taludes que conforman las orillas. Sin duda, y a ojos de no especialistas, eso puede dar una imagen de actuación inacabada, la cual no es del todo correcta. Es cierto que el proceso de recuperación no está concluido, pero lo que sí está finalizada es la tarea humana para facilitar y agilizar la recuperación morfológica

del río. Es, pues, necesario tiempo para que el río se reencuentre consigo mismo, para que active su propia dinámica de recuperación, y ese tiempo no siempre es fácil de integrar en la dinámica de los proyectos, ni en la percepción de la sociedad que, con frecuencia, reclaman soluciones tangibles y a corto plazo. Conviene y, más que eso, debe exigirse que en los programas y proyectos de restauración se definan con precisión los horizontes temporales y los objetivos que se quieren alcanzar en cada uno de ellos.

Y a la definición de esos horizontes temporales sigue una conclusión inmediata: el proyecto no estará finalizado hasta que no se alcance el último de los horizontes temporales fijados. Y esa conclusión nos lleva a abordar otro de los aspectos esenciales y, desgraciadamente, olvidado con mucha frecuencia de los proyectos de restauración de ríos: el seguimiento. En general, las actuaciones directas tienen un horizonte temporal relativamente corto, pero con ellas, en contra de lo que suele ser la percepción general, no acaba el proyecto. Una vez realizadas es necesario un seguimiento que permita verificar, en cada uno de los hitos temporales marcados, la consecución de objetivos y la respuesta del río a nuestra propuesta para, en su caso, redefinir las acciones y tiempos necesarios con los que alcanzar el objetivo final.

Participación pública

La DMA hace de la participación pública un elemento sustancial en la planificación, promoviendo una implicación social activa en el desarrollo y la implementación de los planes hidrológicos de cuenca. De hecho, ya hay organismos de cuenca que están incorporando a sus organigramas departamentos de participación pública.

Este proceso de participación pública debe aplicarse a los programas y proyectos de restauración de ríos, porque así lo exige el ordenamiento jurídico; pero, principalmente, desde la convicción de que será la participación pública la herramienta con la que hacer

de los ciudadanos el principal aliado para reclamar y llevar a cabo este tipo de proyectos. Conviene no olvidar que los proyectos de restauración de ríos tienen, en general, horizontes temporales muy amplios, resultados finales que no se manifiestan de manera completa y efectiva hasta mucho después de la ejecución de las actuaciones, y para su realización efectiva la sociedad debe renunciar a espacios, usos y desarrollos en beneficio de la integridad del ecosistema fluvial. Si no se cuenta con el compromiso del cuerpo social, es muy difícil que proyectos de estas características puedan llevarse a cabo de manera íntegra y, por tanto, efectiva.

No debe, pues, resultar extraño, es más, debería ser exigible, que los programas de restauración contemplen partidas presupuestarias y horizontes

temporales suficientes para asegurar el desarrollo de estos procesos de participación pública proactiva.

Visión de conjunto

Y, para terminar, creemos necesario presentar de manera integrada una secuencia de trabajo, un protocolo de aplicación general a todos los proyectos de restauración de ríos que, señalando los pasos más trascendentes para abordar la restauración de un tramo fluvial, ponga de manifiesto la necesidad de considerarlos en conjunto, como elementos de una estrategia que requiere de todos y cada uno de ellos (tabla 1.2.4).

Para presentar esa secuencia, esa estrategia, hemos pensado que puede servirnos como línea argumental la que sigue un médico cuando trata a un paciente. De la misma forma que no sería aceptable un diagnóstico sin historia clínica o sin exploración y, menos aún,

un tratamiento, un proyecto de restauración fluvial no puede abordar el diseño, cálculo y ejecución de actuaciones sin haber definido el escenario de referencia, sin haber identificado las alteraciones, sus causas y efectos y sin haber establecido de manera realista el escenario objetivo. Y si en medicina no cabe pensar en tratamiento sin seguimiento, en restauración de ríos no puede darse por terminado el proceso sin una adecuada observación de su desarrollo.

Los programas de restauración o rehabilitación deben cimentarse en un proceso de reflexión que contemple el ecosistema fluvial en su conjunto, considerando los aspectos ambientales, sociales, económicos, culturales y emocionales.

Tabla 1.2.4 La secuencia del proceso de restauración

Esquema de restauración

<ul style="list-style-type: none"> ■ HISTORIA CLINICA 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Revisión de documentación (cartografía, fotos aéreas, estudios anteriores, registros foronómicos...) ■ Caracterización hidrológica, sedimentológica, morfológica y biológica del sistema (cuenca y tramo) ■ Identificación de obras y actuaciones que han afectado al ecosistema fluvial ■ Usos y demandas ■ Definición de las condiciones de referencia (escenario de referencia)
<ul style="list-style-type: none"> ■ EXPLORACIÓN 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Identificar alteraciones y sus efectos en el tramo, así como aguas arriba y abajo ■ Identificar los factores que condicionan o limitan la restauración y los que la potencian o facilitan
<ul style="list-style-type: none"> ■ DIAGNÓSTICO 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Establecer las relaciones causa-efecto y su dinámica espacial y temporal ■ Analizar el grado de reversibilidad de las afecciones ■ Fijar prioridades y secuencia de actuaciones ■ Definir el escenario objetivo de manera precisa y realista
<ul style="list-style-type: none"> ■ TRATAMIENTO 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Plantear alternativas de actuación, técnica, económica y socialmente viables ■ Seleccionar la más adecuada considerando el conjunto del ecosistema fluvial ■ Implementar un programa de educación y comunicación social ■ Diseñar, calcular y ejecutar
<ul style="list-style-type: none"> ■ SEGUIMIENTO 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Mantenimiento ■ Gestión adaptativa ■ Evaluación de resultados

Bibliografía

- Abrahams AD, Li G, Atkinson JF (1995) Steep-pool streams: Adjustments to maximum flow resistance. *Water Resources Research* 31:2593-602
- Andrews ED (1980) Effective and bankfull discharge of streams in the Yampa River Basin, Colorado and Wyoming. *Journal of Hydrology* 46:311-330
- Arthington AH (2002) Environmental flows: ecological importance, methods and lessons from Australia. Mekong Dialogue Workshop. International transfer of river basin development
- Berg JH (1995) Prediction of alluvial channel pattern of perennial rivers. *Geomorphology* 12(4):259-279
- Castro JM, Jackson PL (2001) Bankfull discharge recurrence intervals and regional hydraulic geometry relationships: Patterns in the Pacific Northwest, USA. *Journal of American Water Resources Association* 37(5):1249-1262
- Chin A (1989) Step pools in stream channels. *Progress in Physical Geography* 13:391-407
- Dunne T, Leopold LB (1978) *Water in Environmental Planning*. W.H. Freeman and Co., New York
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (1998) *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT.653. (http://www.nrcs.usda.gov/technical/stream_restoration/)
- Hey RD, Thorne CR (1986) Stable channels with mobile gravel beds. *Journal of Hydraulic Engineering* 112:671-689
- Johnson CW (1999) *Conservation Corridor Planning at the Landscape level. Managing for Wildlife Habitat*. USDA. Part 190. National Biology Handbook, New York
- Knighton D (1998) *Fluvial Forms and Processes. A new perspective*. Arnold, London
- Lee J, Julien PY (2006) Downstream Hydraulic Geometry of Alluvial Channels. *Journal of Hydraulic Engineering* 132(12):1347-1352
- Leopold L, Wolman MG (1957) *River channel patterns: Braided, meandering and straight*. US Government Printing Office, Washington DC
- Magdaleno F (2005) *Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones*. Centro de Publicaciones del Ministerio de Fomento. CEDEX
- Magdaleno F, Martínez R (2006) Aplicaciones de la teledetección láser (LiDAR) en la caracterización y gestión del medio fluvial. *Ingeniería civil* 142: 29-44
- Malavoi JR (1998) Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. Guide Technique n° 2 Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse
- Martínez Santa-María C, Fernández Yuste JA (2006a) Índices de Alteración Hidrológica en ecosistemas fluviales. Ministerio de Fomento, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Martínez Santa-María C, Fernández Yuste JA (2006b) Régimen Ambiental de Caudales (RAC): metodología para la generación de escenarios, criterios para su valoración y pautas para su implementación. 5º Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua (Faro, Portugal, 4-6 diciembre 2006).
- Naiman RJ, Bunn SE, Nilsson C, Petts, GE, Pinay G, Thompson LC (2002) Legitimizing Fluvial Ecosystems as Users of Water: An Overview. *Environmental Management* 30(4):455-467
- Nilsson C, Svedmark M (2002) Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management* 30(4):468-480
- Parker G (1976) On the cause and characteristic scales of meandering and braiding in rivers. *Journal of Fluid Mechanics* 76:457-480
- Petts GE, Amoros C (1996) *Fluvial hydrosystems*. Chapman and Hall, London
- Poff NL, Allan D, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RD, Stromberg JC (1997) The Natural Flow Regime. *Bioscience* 47:769-784
- Richter BD, Baumgartner JV, Braun DP, Powell J (1998) A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management* 14:329-340
- Richter BD, Richter HE (2000) Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conserv. Biol.* 14:1467-1478
- Rutherford ID, Jerie K, Marsh N (2000) *A Rehabilitation Manual for Australian Streams*. Land and Water Resources Research and Development Corporation/ Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Canberra, Australia (<http://www.rivers.gov.au/>)
- Sterling A, (1996) *Los sotos, refugio de vida silvestre*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Madrid
- Strange EM, Faush KD, Covich AP (1999) Sustaining ecosystem services in human dominated watersheds: biohydrology and ecosystem processes in South Platte river basin. *Environmental Management* 24(1):39-54
- Stuart E, Bunn SE, Arthington AH (2002) Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30(4):492-507
- Van Niekerk AW, Heritage GL, Moon BP (1995) River classification for management: the geomorphology of the Sabie River in the Eastern Transvaal. *South African Geographical Journal* 77(2):68-76
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137
- Ward JV (1989) The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1):2-8
- Wolman MG, Miller JP (1960) Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. *Journal of Geology* 68:54-74

La geomorfología fluvial y el corredor ripícola

Un aspecto muy importante al ocuparnos de la restauración de la franja ripícola es el conocimiento de la dinámica del cauce y la evaluación del estado de los márgenes. De hecho, si se encuentran indicios de falla o las condiciones del cauce están lejos de estar en equilibrio, dando muestras de inestabilidades laterales o procesos de ensanchamiento, el establecimiento de la vegetación de ribera no será posible. Además, la evaluación de estas condiciones proporcionará la base para decidir las técnicas de bioingeniería necesarias para alcanzar una cierta estabilidad de los márgenes (o cauce del río), en una primera fase, seguida por la implantación de la vegetación apropiada. También es necesario contar con información sobre la geometría hidráulica, basada en el concepto de que un sistema fluvial tiende a alcanzar un equilibrio entre el canal y los flujos de agua y sedimentos.

La vegetación de ribera desempeña un papel muy importante en la evolución y estabilidad del cauce al influir directamente en los procesos de erosión, transporte y deposición de sedimentos. Es necesario subrayar que no es posible establecer pautas para la rehabilitación de un corredor fluvial sin información sobre las características hidrogeomorfológicas del curso de agua.

La intención de este capítulo es proporcionar a todas las personas implicadas en la gestión de ríos ecuaciones simples para entender el carácter de los cursos de agua, con el objetivo de predecir el dinamismo geomorfológico de los mismos. Las fórmulas presentadas aquí no requieren de ningún conocimiento específico sobre hidráulica y deben verse como meras ilustraciones, teniendo en cuenta que este capítulo pretende describir los procesos físicos más relevantes que ocurren en un curso de agua. Además, estas ecuaciones utilizan variables comprensibles que proporcionan información útil sobre las relaciones entre los procesos geomorfológicos ligados a la erosión y los parámetros hidráulicos comunes.

La capacidad de interacción de un río con la erosión, el transporte y la sedimentación puede expresarse fácilmente mediante la potencia hidráulica ω por unidad de área del lecho (W/m^2):

$$\omega = \rho g Q S / w,$$

donde ρ representa la densidad del agua, g la aceleración de la gravedad, Q el caudal medio anual, S la pendiente y w la anchura del cauce.

Un estudio muy extenso realizado en los ríos del Reino Unido observó la capacidad de los diferentes tipos de cauce para adaptarse dinámicamente a la potencia del caudal al observar valores casi constantes de ω ($2 > \omega < 1,815 W/m^2$) y sostiene que la inestabilidad producida por la erosión ocurre cuando $\omega > 35 W/m^2$ (Sear *et al.*, 2003). Sin embargo, las condiciones para la inestabilidad del canal también dependen, en gran medida, del diámetro de los sedimentos en la superficie del lecho, puesto que los cauces formados por materiales más finos llegan a ser inestables con menores valores de energía. Así, en cauces donde el material dominante era el limo, la grava, grava/cantos y cantos, el movimiento tuvo lugar en valores de 37,8, 73,3, 78,8 y 142,0 W/m^2 , respectivamente. No obstante, la extrema dificultad a la hora de encontrar relaciones simples entre la potencia hidráulica y la estabilidad del canal resulta evidente (Sear *et al.*, 2003). Una explicación a este problema se asocia a la vegetación, que tiene impactos significativos en todos estos procesos, aumentando la complejidad de las predicciones. Sin embargo, las relaciones pueden ser fácilmente comprensibles a partir de una de las ecuaciones que relaciona la velocidad con la resistencia al flujo, como la ecuación de Manning (desarrollada para condiciones de flujo uniforme), que es muy útil, ya que permite calcular las velocidades de la corriente (v) a partir de las diferencias en la rugosidad hidráulica (n , coeficiente de rugosidad de Manning, un término que está relacionado directamente con la resistencia al flujo):

$$V = 1/n R^{2/3} S^{1/2}$$

donde R es el radio hidráulico y S la pendiente.

Según esta simple fórmula es obvio que un aumento en la rugosidad, es decir, en el coeficiente n , disminuye la velocidad. Esto es exactamente lo que sucede cerca de los márgenes con vegetación ripícola madura, que crea una resistencia al flujo y lo desvía

hacia el centro del canal. A pesar de la dificultad a la hora de calcular n con precisión en cauces naturales (ya que implica una gran cantidad de tablas con factores de corrección), está claro que la velocidad de la corriente disminuye con el aumento de la rugosidad. Un procedimiento común para estimar los valores de n es:

$$n = (n_b + n_1 + n_2 + n_3 + n_4) m$$

donde: n_b - valor de base para un canal liso y recto (como en las tablas), n_1 - corrección para irregularidades en la superficie, n_2 - corrección para variaciones transversales en tamaño y forma, n_3 - corrección para las obstrucciones, n_4 - corrección para la vegetación, m - corrección para la longitud del meandro.

Entre todos estos factores de corrección es, generalmente, la vegetación ripícola arbolada (asociada a n_4) la que contribuye en mayor medida a la reducción de la velocidad, influyendo sobre



Figura 1.3.1 Un río en el sur de Portugal (R. Odelouca) caracterizado por una alta dinámica hidráulica, sometido a inundaciones violentas e infrecuentes que llevan a procesos geomorfológicos intensos. Donde hay una franja ripícola ininterrumpida, ésta actúa como resistencia contra la corriente, incrementando el valor de n y desviando la corriente hacia el centro del canal, lo que evita el colapso del talud. Sin embargo, puede apreciarse en algunos puntos la colonización por parte de cañas exóticas, un primer indicador de alteración.

los aspectos hidráulicos de la corriente próxima al margen y al deterioro del mismo. Esto es crucial en situaciones de inestabilidad del talud. Además, esta vegetación, con los efectos de sus raíces sobre la firmeza del suelo y sobre la morfología e hidrología de los márgenes, también tiene consecuencias sinérgicas a la hora de mejorar la estabilidad del



Figura 1.3.2 El mismo río en un segmento más alterado. Los cultivos han sustituido la franja ripícola, disminuyendo la rugosidad hidráulica de estos sistemas altamente energéticos. Este tipo de cauces transporta altas cargas de sedimentos y sus secciones transversales son característicamente triangulares en las curvas, acumulando sedimentos en el interior (de la curva), frente a un escarpado y muy erosionado margen exterior. Los cursos de agua en estas situaciones están lejos del equilibrio dinámico y la vegetación de ribera está ausente o exhibe poca diversidad o estructura (con presencia dominante de especies exóticas).

cauce. Las fotos en las figuras 1.3.1 y 1.3.2 reflejan las consecuencias de los fenómenos ilustrados por las fórmulas ya mencionadas en un río de grava mediterráneo, caracterizado por altos niveles de energía en otoño, cuando los picos de caudal alcanzan valores extremos.

Las raíces y los troncos de la vegetación de ribera modifican la distribución de las velocidades de flujo cerca del margen y los límites de la tensión cortante. Tales efectos son más significativos en canales con cocientes de anchura/profundidad de menos de 12 (véase la recopilación de Lawer *et al.*, 1997). En las zonas cercanas al margen, la vegetación flexible reduce las velocidades máximas y las tensiones de corte ejercidas sobre la superficie del lecho, desplazando inicialmente el perfil de velocidad hacia arriba, llevando las velocidades más altas lejos del suelo y, posteriormente, reduciendo las turbulencias. Estos autores consideran que los árboles crean mecanismos hidráulicos muy diversos comparados con la vegetación herbácea y que el patrón de espaciamiento de la vegetación arbolada aumenta la complejidad de la dinámica fluvial: los troncos actúan como elementos de rugosidad a gran escala, reduciendo la velocidad mediante fricción. No obstante, aunque los árboles moderan las velocidades extremas cerca de los márgenes, los troncos pueden generar puntos locales de inestabilidad, produciendo

áreas de corriente acelerada y de grandes turbulencias asociadas a la zona de estela, provocando erosión en claros de franjas ripícolas no continuas.

No sólo el material vegetal vivo desempeña un papel importante en la hidrodinámica fluvial, los residuos leñosos de gran tamaño (*large woody debris*) también contribuyen perceptiblemente a los procesos geomorfológicos. Las acumulaciones de grandes troncos y ramas pueden reforzar el lecho y los márgenes del canal, llevando a la deposición de sedimentos, mientras que en otras secciones pueden provocar un aumento de la erosión en el lecho mediante la concentración o la desviación del flujo (Piégay y Gurnell, 1997; Kondolf y Piégay, 2005). Estos autores asignan a los residuos leñosos las siguientes funciones principales en relación con la morfología del cauce:

- a) Retención de sedimentos, modificando la distribución de la potencia hidráulica.
- b) Modificación de las características hidráulicas y de las dimensiones y la estabilidad del cauce, aumentando la conectividad lateral del canal principal con los canales laterales y las áreas de ribera.
- c) Aumento de la complejidad estructural del cauce, con efectos considerables sobre la diversidad de hábitats.
- d) Influencia sobre la dinámica de transporte y deposición de las diferentes fracciones de materia orgánica particulada.

Las relaciones entre el cauce y los flujos de agua y sedimentos son empíricas y su principal problema es que, para garantizar su fiabilidad, se requieren una gran cantidad de datos durante períodos relativamente largos. La mayor parte de las fórmulas se derivan de las siguientes funciones de energía (donde el parámetro D_{50} puede excluirse para simplificar):

$$\begin{aligned} w &= k_1 Q^{k_2} D_{50} \\ d &= k_4 Q^{k_5} D_{50}^{k_6} \\ S &= k_3 Q^{k_8} D_{50}^{k_9} \\ Z &= Z_0 = a + b e^{(-kt)} \end{aligned}$$

donde: w y d son la anchura y profundidad media del tramo; S es la pendiente media del tramo; D_{50} es la mediana del diámetro del material superficial del lecho en milímetros; Q es el caudal generador del lecho (*o bankfull*) en m^3s^{-1} ; Z es la elevación del lecho del río (en el período t); Z_0 es la elevación del lecho del río en t_0 ; a , b y k_i son coeficientes determinados por regresión, donde a asume valores positivos en caso de agradación o negativos en condiciones de degradación; t es el período de observación, ya que $t_0 = 0$.

Al ocuparnos de la estabilidad del cauce y de las áreas de ribera circundantes, resulta a menudo más importante predecir las situaciones extremas, por ejemplo, expresar la anchura del cauce lleno (*bankfull*) (w_b) en función del caudal medio (Q), o del caudal *bankfull* (Q_b):

$$w_b = k_7 Q^{k_{10}}; \quad w_b = k_{11} Q_b^{k_{10}}$$

Estas fórmulas tienen también la ventaja de que sus coeficientes y exponentes son más estables que las anteriores. Por ejemplo, k_{10} es generalmente un valor próximo a 0,50 y para ríos de grava, k_7 varía entre 2,85 y 3,74 (Hey y Thorne, 1986; Stewardson, 2005).

Por supuesto, los exponentes y coeficientes deben obtenerse para un río o cuenca específicos y solamente pueden extrapolarse a otras condiciones si el material de substrato o la geometría longitudinal (sinuosidad) son similares al caso estudiado, debido a que exhiben una alta variación entre regiones. En este sentido, a fin de facilitar el acceso a datos de campo fiables, el USDA (2000) ha publicado una compilación de diversos autores en la cual se incluyen los coeficientes y descripciones del sitio para una amplia gama de situaciones geográficas.

Para Stewardson (2005), la geometría hidráulica del tramo puede ser descrita eficientemente mediante sólo tres variables hidráulicas: anchura de la superficie, profundidad del agua y velocidad media. Pero, según lo mencionado anteriormente, el uso de las fórmulas requiere de estudios previos a largo plazo, a menos que encontremos condiciones similares en la bibliografía. La restauración de la franja ripícola exige, a menudo, un examen cuantitativo de la estabilidad del margen. En el caso de márgenes arcillosos (material cohesivo), la falla del talud conlleva, generalmente, pérdidas de

suelo de relativa profundidad dentro de la orilla, y tiene lugar cuando la erosión al pie del talud provoca márgenes muy inclinados y el peso del material sobrepasa sus fuerzas cohesivas o plasticidad. La altura crítica del margen (H_c) para una falla planar se expresa mediante:

$$H_c = \frac{4c}{\gamma} \times \frac{\sin I \cos \phi}{1 - \cos(I - \phi)}$$

En situaciones donde se deben considerar fallas de gran alcance, probablemente resulta más apropiado utilizar la fórmula:

$$H_c' = (2c/\gamma) \tan(45 + \phi),$$

donde c es la cohesión del material del talud, expresada en kPa, ϕ el ángulo de fricción, I la inclinación del talud y γ el peso por unidad de volumen del material del talud en kN m^{-3} .

Estas fórmulas pueden parecer intimidantes pero, de nuevo, intentan ilustrar las relaciones entre los componentes. Por ejemplo, si la erosión crea un perfil vertical en el margen del río (aumentando I) H_c disminuye, así que el talud probablemente se derrumbará. Una vez más, a la hora de planificar la rehabilitación de los márgenes de un río, es necesario saber que si se requiere un margen con una inclinación elevada, la altura del talud debe reducirse a menos que se utilicen materiales más cohesivos (valor de c), con un elevado ángulo de fricción (ϕ). Estos términos incluyen la posibilidad de que haya un cierto movimiento interno de partículas, lo que

depende esencialmente de su forma; las partículas menos esféricas son, por supuesto, más estables. No obstante, si necesitamos determinar H_c , los manuales de referencia proporcionan valores para estas dos variables en función de los materiales locales y no se requiere de ningún cálculo o prueba de laboratorio para casos prácticos.

Usando la última de las ecuaciones mencionadas anteriormente resulta también posible elaborar curvas para diversos ángulos de fricción y en suelos saturados (la premisa más dramática) a la hora de calcular la altura crítica a través del peso por unidad de volumen (figura 1.3.3). Sin embargo, se debe recordar que estos cálculos se refieren a suelos desnudos y no consideran el aporte de la vegetación de ribera. Por ejemplo, con árboles de ribera maduros, los valores de H_c pueden aumentar perceptiblemente.

Una visión general del río no resulta completa sin la información sobre carga y transporte de sedimentos. También se ha desarrollado una amplia gama de ecuaciones con este fin, pero ninguna se puede aplicar de manera universal, puesto que todas se basan, principalmente, en trabajos empíricos y experimentales, especialmente en cursos con materiales de lecho uniformes (Thorne *et al.*, 2003). Considerando estas limitaciones, la relación empírica presentada por Bathurst *et al.* (1987), que intenta relacionar el caudal crítico por unidad de anchura (Q_c) con la mediana de la distribución granulométrica de los sedimentos (D_{50}), es la siguiente:

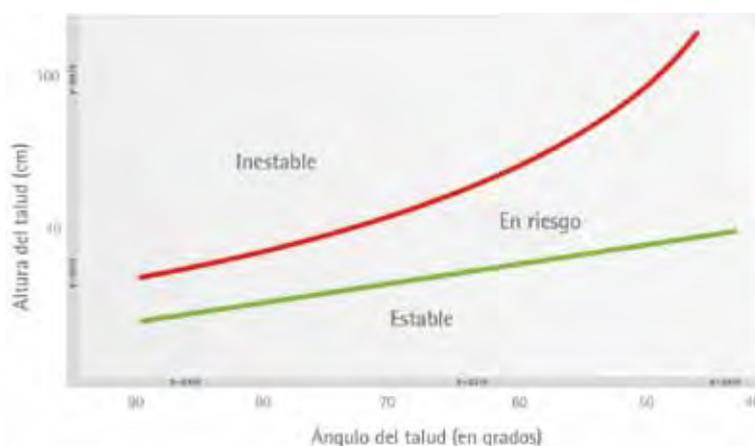


Figura 1.3.3 En esta gráfica se aprecian las relaciones entre la estabilidad del talud y la altura y la inclinación del mismo (solamente indicada para suelos saturados). La altura se expresa en escala logarítmica (adaptado de Kondolf y Piégay, 2005).

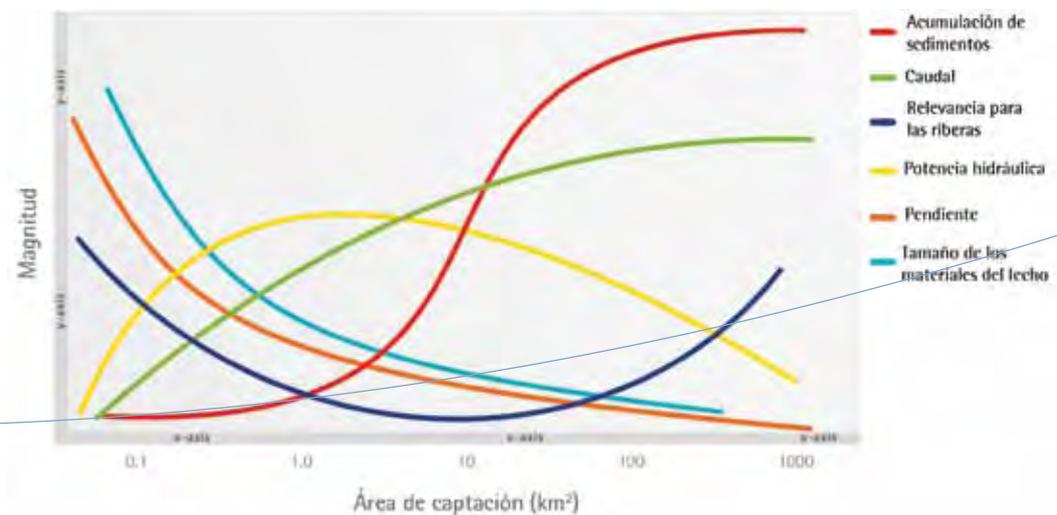


Figura 1.3.4 Variación longitudinal de las características hidrogeomorfológicas (escala logarítmica) asociadas al transporte y deposición de sedimentos y el papel de la vegetación de ribera (extraída de Church, 2002). La importancia de la franja ripícola es polémica ya que los tramos bajos de los grandes ríos europeos están, generalmente, regulados por completo. Sin embargo, la intención de esta gráfica es expresar el papel de este tipo de vegetación en los tramos de cabecera, donde está asociada al aporte de materia orgánica particulada, y cerca de la desembocadura, debido a su importancia para las zonas húmedas.

$$Q_c = 0,15g^{0,5}D_{50}^{1,5}S^{-1,12}$$

Esta fórmula ilustra que la estabilidad del lecho (caudales críticos elevados) aumenta con el tamaño del material pero disminuye con la pendiente; sin embargo, esta ecuación debe considerarse como más apropiada para materiales de lecho uniformes. Igualmente, la potencia hidráulica puede también ser calculada en función del tamaño del material del lecho, definiendo su valor crítico $\omega' = \omega/w$, donde w es la anchura del lecho) como la potencia necesaria para iniciar el movimiento de sedimentos:

$$\omega' = 290(D_{50})^{1,5} \log\left(\frac{12d}{D_{50}}\right)$$

donde d es la profundidad.

De nuevo, ésta es una fórmula que proporciona información útil sobre la estabilidad del río (dentro de su carácter naturalmente dinámico): en cuanto aumenta la profundidad del agua, el río tolera una mayor energía, mientras que en aguas poco profundas se intensifican las turbulencias y el arrastre de sedimentos.

La figura 1.3.4 muestra las tendencias longitudinales de estos parámetros hidráulicos y morfológicos, mostrando la relación generalmente opuesta entre la potencia hidráulica y el depósito de sedimentos y los valores que alcanza ω donde S y Q se maximizan.

El papel amortiguador de la franja ripícola: pautas para determinar su anchura y estructura

Las revisiones bibliográficas de Wenger (1999) y Webb y Erskine (1999) sobre este tema coinciden en algunos aspectos importantes:

- **Extensión:** la franja de amortiguación debe estar presente, en la medida de lo posible, a lo largo de todo tipo de cursos de agua, ya sean perennes,

intermitentes o efímeros. Sin embargo, se debe tener en cuenta que esto podría no ser posible en ríos de montaña o en tramos muy encajados.

- **Vegetación:** la vegetación de ribera debe estar compuesta exclusivamente por especies nativas con el fin de proporcionar el hábitat más apropiado

y, también, para preservar la integridad y la diversidad biológica del sitio. Se pueden aceptar áreas de cultivo a cierta distancia de la corriente.

- **Anchura:** este parámetro debe apoyarse en las funciones principales que el área de amortiguación debe cumplir: mientras que el control de la erosión fluvial o de los hábitats para las especies acuáticas puede sostenerse con una franja estrecha, aspectos como la retención de sedimentos y de nutrientes requieren una mayor anchura.

- **Protección:** el área rehabilitada debe cercarse para protegerla del ganado.

No resulta sencillo llevar estas recomendaciones a la práctica, especialmente, en lo que respecta a la composición y la densidad de la vegetación y la anchura de la intervención, ya que deben ser especificadas con mayor detalle para cada caso. Respecto al cálculo de la anchura, se debe mencionar que hay tal cantidad de trabajos publicados, con sus fórmulas respectivas, que cualquier persona que tenga que ocuparse de esta materia por primera vez se puede sentir tremendamente abrumado por el exceso de información e intentará buscar ayuda fuera de la bibliografía. Existe, incluso, un número razonable de programas de ordenador diseñados para facilitar esta tarea, como el sofisticado REMM (Lowrance *et al.*, 1998), que permite determinar los impactos en la calidad del agua con la simulación de diversas anchuras, tras definir los tipos de vegetación y de suelo y las condiciones topográficas. Desdichadamente, estos modelos son, o demasiado exhaustivos en cuanto a la cantidad de datos, o no están calibrados y sus variables son complejas o difíciles de obtener. Sin embargo, los procedimientos simples que se describen a continuación son adecuados para objetivos específicos y pueden adaptarse a la mayoría de condiciones europeas.

Para que una franja ripícola cumpla un papel de amortiguación, es decir, que retenga sedimentos y los agentes contaminantes asociados, Nieswand *et al.* (1990) propusieron una relación directa entre la anchura de la franja ripícola (W) en metros y el porcentaje del desnivel (S), con un coeficiente k de 15 que describe la anchura estándar del área de amortiguación para una pendiente del 1 %:

$$W = k (S^{1/2})$$

Esta es, por supuesto, una ecuación simple, criticable por la forma de calcular la anchura del área de amortiguación, que resulta claramente excesiva para tramos de cabecera. De hecho, un desnivel del 15 % es su límite de aplicación. La información recogida por una gran cantidad de autores para tales cursos de agua proporciona la fórmula siguiente, que es más fácil de adaptar a la mayoría de condiciones:

$$W = 10 + c (S)$$

donde S se expresa de nuevo en % y c es un coeficiente que varía desde 0,15 hasta 0,30 según las condiciones topográficas y geológicas (c disminuye en los tramos de cabecera).

Esta fórmula es más apropiada para ríos con desniveles más acusados, mientras que la anterior es más apropiada para tramos más bajos en áreas de sedimentación.

Un arrastre excesivo de sedimentos puede tener numerosos efectos perjudiciales sobre la biota fluvial, reduciendo el hábitat de peces e invertebrados cuando se deposita en el cauce del río, disminuyendo la productividad primaria al alterar la transmisión de luz, así como actuando de manera directa al causar mortalidad en peces o macroinvertebrados filtradores.

En cuanto a la vegetación ripícola, una alta acumulación de limo y arena fina puede reducir la germinación de semillas, haciendo que los márgenes erosionados sigan siendo inestables. Las áreas de ribera pueden contribuir decisivamente al control de la sedimentación en el canal:

- atrapando los sedimentos arrastrados por las escorrentías superficiales;
- disminuyendo la velocidad de la corriente y el arrastre de material del lecho;
- atrapando las partículas suspendidas de manera que se asienten en el margen en lugar de en el canal;
- estabilizando los márgenes del cauce, previniendo así la erosión;

- atrapando grandes cantidades de restos de madera, que contribuyen a su vez a atrapar los sedimentos arrastrados por la corriente.

Desbonnet *et al.* (1994) revisaron una serie de trabajos sobre el tema referentes a la costa este de los EE.UU. y constataron que el aumento de la anchura del área de amortiguación en un factor de 3,5 proporciona una disminución del 10 % en la retirada de sedimento. También concluyeron que se obtiene una eficacia muy alta con franjas de 60 m de anchura. Este valor es demasiado grande para ser aceptado en ríos europeos. Wenger (1999) recopiló una serie de trabajos de diferentes continentes, específicos para tierras altas, y subrayó que en desniveles que van del 10-15 %, con vegetación ripícola densa, era posible alcanzar una eficacia por encima del 80 % con anchuras de únicamente 5-10 m.

Respecto a la estructura de la vegetación, una gran cantidad de obras mencionan la propuesta de Welsch (1991) para tierras agrícolas, en la que se establece un sistema de franjas ripícolas de amortiguación compuesto por tres zonas: la primera zona no excede de 5 m, está colocada cerca del río y se compone de un bosque denso con la función de controlar la erosión; la segunda zona, de hasta 25 m, es un área más compleja donde se pueden permitir cultivos moderados y está diseñada para la retirada de nutrientes; la tercera zona, con una anchura máxima de 7m, es una franja de pasto y hierba controlada mediante siega o pastoreo. Su función está relacionada con la distribución de la escorrentía a lo largo de la pendiente con el objetivo de disminuir la velocidad del agua que fluye en la segunda franja,

lo cual es esencial para lograr una disminución eficaz de la concentración de nutrientes.

Por supuesto, ésta es una buena ilustración de un modelo teórico que tiene como objetivo principal la reducción de la contaminación difusa proveniente de la agricultura, pero que carece de adaptación práctica debido a las limitaciones topográficas y a la dificultad de realizar una gestión específica en cada zona. Naiman *et al.* (2005) adoptaron el mismo criterio de las tres zonas, pero divergen con respecto a sus respectivos tamaños y funciones. La zona 1 debe exceder de 10 m y debe combinar la estabilización y sombreado de las orillas con la creación de hábitats para la fauna y la retirada de nutrientes; en esta zona se puede permitir una tala selectiva. La zona 2 está diseñada para ralentizar la velocidad del agua cuando los márgenes se inundan y para aumentar la diversidad paisajística, pero está formada solamente por una o dos filas de arbustos autóctonos (anchura mínima 3-4 m). Finalmente, la zona 3 tiene una función y un tamaño similar a la descrita por Welsch (la prioridad es reducir las escorrentías) y se compone esencialmente de gramíneas y otras herbáceas. Sin embargo, existe una carencia de estudios adaptados a las condiciones mediterráneas e, incluso, no habiendo desacuerdo sobre la conveniencia de establecer diversas zonas de vegetación, en áreas relativamente áridas, resulta más apropiado organizar las diferentes franjas de acuerdo a las condiciones hídricas y edáficas del sitio, incluyendo la utilización de especies autóctonas adaptadas a estas condiciones (p. ej. *Juncus* spp., *Tamarix* spp., *Vitex agnus-castus*, *Nerium oleander*, etc.)

Evaluación de la integridad ecológica de los hábitats de ribera

Naiman *et al.* (2005) consideran que la identificación de lugares de referencia es un aspecto crítico y fundamental de la evaluación ecológica. La clasificación de las comunidades y los hábitats de ribera también requiere de un análisis integrado de los factores físicos, químicos y biológicos. Estos autores recopilaron y resumieron una gran cantidad de técnicas de evaluación ambiental (doce, casi todas desarrolladas en EE.UU.), pero concluyeron que

su aplicación es, en ocasiones, cuestionable y que los gestores prefieren métodos de evaluación más "realistas" y rápidos (ver capítulo 3.3 de esta obra).

En Europa, la mayor parte de los métodos utilizados no son específicos para analizar la calidad de la franja ripícola. Sin embargo, cada vez son más los protocolos de evaluación de la calidad ecológica de los ríos que integran el estudio de las áreas de ribera,

debido al papel esencial que desempeñan en su funcionamiento. En Alemania, por ejemplo, desde el grupo de trabajo sobre el agua de la Agencia Nacional de Medioambiente (LAWA, 1993) se han sentado las bases para el desarrollo de protocolos en los que se incluyen criterios estructurales y morfológicos del cauce y de las riberas en la evaluación de la calidad de las masas de agua superficiales. Estos protocolos continúan siendo mejorados y aplicados por los gestores de los países de habla alemana (Muhar *et al.*, 2000; Kamp *et al.*, 2004). En el Reino Unido, donde los protocolos de evaluación de los hábitats fluviales se han ido mejorando sucesivamente, el *River Corridor Survey* o RCS (NRA, 1992) y el *River Habitat Survey* o RHS (Raven *et al.*, 1997, 1999) son herramientas importantes. El método RHS, que utiliza una reconocida técnica de evaluación a escala de tramo fluvial, cubre ahora toda la variación geomorfológica de Gran Bretaña e Irlanda. Esta técnica se ha ido modificando constantemente para incorporar el estudio de ríos urbanos o enormemente modificados, adoptando el nombre de *Urban River Survey* o URS (Davenport *et al.*, 2004), o adaptado para la evaluación de ríos mediterráneos (Buffagni y Kemp, 2002). En Francia, el SEQ-MP constituye probablemente la técnica más importante para determinar el estado de conservación del río y también se ha aplicado extensamente a través del país. El SERCOM (Boon *et al.*, 1997), el QBR (Munné *et al.*, 2003) y el RQI (González del Tánago *et al.*, 2006) evalúan principalmente características ripícolas. Estos dos últimos índices fueron desarrollados para la Península Ibérica. Mientras que el índice QBR no toma en cuenta la condición de referencia y se ocupa estrictamente de la condición de la franja ripícola, el RQI relaciona el estado de la vegetación con las

características hidromorfológicas del segmento del río en cuestión.

Sin embargo, los datos históricos no deben ser olvidados. Piégay y Saulnier (2000) usaron una serie de fotografías aéreas que cubrían un período de unos 50 años para establecer un mapa de la cuenca fluvial del Ain, en Francia, que documentaba los índices espaciales y temporales de movilidad del canal para predecir la evolución de los cambios, por ejemplo, la anchura del cauce y sus consecuencias futuras para el bosque de ribera. Sin embargo, cartografiar la vegetación de ribera a lo largo de las cuencas fluviales para determinar su integridad requiere un gran esfuerzo. Es aquí donde el progreso en la tecnología de análisis por satélite permite trazar mapas para determinar el grado de conservación de las áreas de ribera, incluso en franjas estrechas. Esto es posible gracias al uso de imágenes de satélite con una resolución espacial moderadamente alta (20-30 m) y muy alta (1-5 m) que permiten la extracción de información adicional y las hacen comparables a las fotografías aéreas, o al uso de la emergente tecnología LiDAR, basada en la producción de imágenes tridimensionales de la cubierta vegetal generadas por láser (Goetz, 2006; capítulo 5.3 de esta obra). Esto permite delimitar la distribución de la altura de la vegetación en zonas de transición y demarcar los límites exactos entre las teselas de bosque ripícola y las de los diferentes tipos de cobertura del suelo adyacentes. La información producida por técnicas de teledetección en áreas de ribera ha demostrado ser útil al evaluar la condición ecológica de los cursos de agua, puesto que puede ser relacionada con valores para medir índices de calidad ambiental como el Índice de Integridad Biótica (Van Sickle *et al.*, 2004).

Criterios para la estabilización de márgenes

En muchas situaciones, debido a una erosión acelerada, los márgenes de los ríos necesitan ser estabilizados (mediante técnicas permanentes o temporales) antes de tomar cualquier medida para la recuperación de la vegetación. Esto es absolutamente imprescindible cuando el riesgo de falla del talud es alto y el establecimiento de la vegetación es prácticamente

imposible. Las autoridades a cargo de la gestión del río deben siempre tener en cuenta que no es posible sembrar o plantar directamente cuando los márgenes del río siguen siendo inestables. El uso de técnicas de ingeniería biológica para el control de la erosión es lo más conveniente para tales situaciones. El objetivo es facilitar un retorno al funcionamiento natural del

sistema y crear hábitats que apoyen el desarrollo de las comunidades acuáticas y de aquellos organismos que utilicen las áreas de ribera. Sin embargo, estas técnicas (véase la tabla 1.3.1 más abajo para los procedimientos principales, las figuras 1.3.5 a 1.3.8 y la parte IV de este libro) no deben considerarse como una panacea y deben ser llevadas a cabo por personal experimentado bajo la supervisión de expertos en diversos campos tales como la hidrología, la edafología, la biología y la ingeniería forestal. La mayor parte de estas técnicas se ilustran en algunos proyectos de restauración descritos más adelante en este capítulo.

Simons y Boeters (1998) definen algunas reglas simples para el trabajo de campo a la hora de reforzar los márgenes:

- a) delimitar claramente las áreas de intervención y de almacenaje de herramientas y materiales;
- b) definir las restricciones de acceso necesarias;
- c) determine con antelación el período más conveniente para realizar el trabajo (generalmente, desde finales de la primavera para el movimiento de tierras y otoño para la siembra y la plantación);
- d) evitar la entrada de nutrientes en la corriente;
- e) trabajar desde el cauce hacia fuera;
- f) evitar que la maquinaria compacte el suelo en la zona ripícola o que dañe la vegetación que es importante mantener.

Tabla 1.3.1 Principales procedimientos utilizados para reforzar márgenes erosionados que deben utilizarse con antelación o conjuntamente con la regeneración de la cubierta vegetal. Estas técnicas no son independientes y a menudo resulta recomendable combinar diversos métodos.

Técnicas	Características	Aplicaciones y requisitos técnicos	Efectividad
<ul style="list-style-type: none"> ■ Reperfilado del talud y plantación 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Corrige la inclinación del talud de modo que no exceda la altura crítica, reforzando previamente su base y finalizando con el recubrimiento de tierra fértil y la plantación 	<ul style="list-style-type: none"> ■ En cursos de agua con potencia hidráulica moderada y bajos niveles de erosión; conjuntamente con otras prácticas 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Refuerza la colonización de especies nativas
<ul style="list-style-type: none"> ■ Estratos de ramas con piedras 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Alterna capas de ramas vivas y material de relleno 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Para secciones del margen erosionadas, por encima del nivel medio del agua 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Promueve el establecimiento de la vegetación, la fijación del suelo y la colonización con especies nativas
<ul style="list-style-type: none"> ■ Lecho de ramaje (ver capítulo 4.5.4) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Capa continua de ramas vivas o muertas fijadas al suelo mediante estacas vivas 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Utilización sobre el nivel del caudal base cuando los márgenes están amenazados por crecidas 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Crea una protección inmediata, restaurando rápidamente las condiciones ripícolas
<ul style="list-style-type: none"> ■ Geotextiles; biorrollos de fibra de coco 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Mantas de fibras naturales colocadas sobre los márgenes fijadas por estacas vivas. Los biorrollos se fijan con estacas cerca del pie del talud 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Apropiado después del movimiento de tierras y perfilado del talud, en ausencia de tensiones de corte altas 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Además de disminuir la erosión a lo largo de todo el margen, proporciona condiciones que aumentan la humedad de la tierra, incrementando la viabilidad de la plantación
<ul style="list-style-type: none"> ■ Estaquillado directo (ver capítulo 4.5.2) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Colocación de estacas de especies leñosas de propagación vegetativa (<i>Salix</i>, <i>Tamarix</i>) a lo largo de los márgenes para aumentar la rugosidad hidráulica 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Más útil en áreas semiáridas o en márgenes con secciones de desprendimiento reducido 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Establece la vegetación de ribera rápidamente y reduce la velocidad de la corriente cerca de los márgenes

Técnicas	Características	Aplicaciones y requisitos técnicos	Efectividad
<ul style="list-style-type: none"> Gaviones vegetados 	<ul style="list-style-type: none"> Bloques de piedra retenidos con malla de alambre y cubiertos con tierra fértil, donde se introducen estacas vivas para su enraizamiento 	<ul style="list-style-type: none"> Más apropiado para pendientes escarpadas y en corrientes de alta energía; requiere cimentación estable; solamente puede ser utilizado en el pie del talud 	<ul style="list-style-type: none"> Proporciona alta protección a la base de canales con taludes muy escarpados, donde otras técnicas pueden fallar
<ul style="list-style-type: none"> Escollera o revestimiento de piedra suelta vegetado 	<ul style="list-style-type: none"> Revestimiento de roca suelta (desde piedras a cantos rodados) con estacas vivas introducidas en las aberturas 	<ul style="list-style-type: none"> Para utilizar en áreas con alto riesgo de erosión, a menudo tras la previa protección con geotextiles, y donde la corrección del ángulo del talud resulta difícil 	<ul style="list-style-type: none"> Larga durabilidad en pendientes moderadas y corrientes de energía de media a alta, como la parte exterior de las curvas
<ul style="list-style-type: none"> Entramado de madera (ver capítulo 4.5.5) 	<ul style="list-style-type: none"> Muro formado por celdas hechas de troncos, las cuales se refuerzan con lechos de ramas vivas entreveradas perpendicularmente al talud y rellenas de tierra fértil 	<ul style="list-style-type: none"> Apropiado para tramos con márgenes escarpados (pero no con un sustrato rocoso) y alta erosión; para ser instalado sobre una base de grava 	<ul style="list-style-type: none"> Proporciona un aspecto natural en comparación con los gaviones o las escolleras y rehabilita los márgenes con una alta pérdida de suelo
<ul style="list-style-type: none"> Fajinas vivas (ver capítulo 4.5.1) 	<ul style="list-style-type: none"> Rollos de ramas de poda atadas con alambre, uniformemente espaciados a lo largo del talud, a la altura del nivel medio del agua y parcialmente cubiertos por tierra fértil 	<ul style="list-style-type: none"> Pueden aplicarse generalmente en pendientes bajas; a menudo exigen reperfilarse el talud y proteger la base 	<ul style="list-style-type: none"> Permite la colonización de la vegetación natural, pero no resiste velocidades de corrientes altas y debe ser combinado con otros sistemas de bioingeniería
<ul style="list-style-type: none"> Revestimiento mediante árboles cortados 	<ul style="list-style-type: none"> Fila de árboles unidos horizontalmente a lo largo del pie del talud y fijados al lecho 	<ul style="list-style-type: none"> Para usar en cursos de agua de orden medio que atraviesan bosques con material disponible 	<ul style="list-style-type: none"> Muy eficaz a la hora de aumentar la rugosidad hidráulica, creando condiciones para reducir la corriente y retener sedimento
<ul style="list-style-type: none"> Muro verde con geotextiles (<i>soft gabion</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> Capas de tierra compactada, retenida por geotextiles, dispuestas en tongadas; entre cada una de las capas de tierra y geotextil se coloca un lecho de estacas vivas, cuyas puntas sobresalen en la cara del talud reconstruido 	<ul style="list-style-type: none"> Recomendado especialmente para taludes con alta inclinación socavados por la corriente; puede requerir una estructura estable en la base o incluso protección del pie del talud cuando las corrientes fuertes son frecuentes 	<ul style="list-style-type: none"> Establece rápidamente una capa espesa de vegetación, pero puede afectar a la colonización natural
<ul style="list-style-type: none"> Deflectores de corriente 	<ul style="list-style-type: none"> Estructura hecha de cantos rodados o barreras de estacas vivas que se introducen en el cauce 	<ul style="list-style-type: none"> Puede ser utilizado en cursos de agua de orden bajo o medio, especialmente, en áreas agrícolas, donde el curso de agua ha sido canalizado; cuando se alterna en ambos márgenes produce lechos meandriformes 	<ul style="list-style-type: none"> Desvía la corriente lejos del margen y tiene la capacidad de estrechar el cauce acumulando sedimentos cerca del margen y quitándolos del centro, además de aumentar la heterogeneidad física y, por tanto, la diversidad de hábitats

Aplicaciones

A continuación se presentan brevemente tres casos en los que se han aplicado algunas de las técnicas mencionadas en la tabla 1.3.1 (Cortes *et al.*, 2004; Boavida *et al.*, 2008). Los objetivos de rehabilitación y las características físicas son bastante diferentes en cada caso, pero comparten un aspecto importante: estas estructuras no se deben aplicar de forma general, sino que deben adaptarse a cada punto concreto, teniendo en cuenta la variabilidad natural a lo largo del tramo seleccionado, el grado de estabilidad de los márgenes y la necesidad de facilitar el desarrollo de la vegetación de ribera.

Resulta también necesario definir la escala correcta y recopilar información ecológica relevante sobre la cuenca vertiente, realizando un inventario apropiado de los elementos biológicos y del ambiente físico asociado. Este trabajo de campo previo no sólo permitirá definir la situación actual, es decir, fijar el estado de referencia, de modo que la eficacia relativa de las intervenciones pueda ser evaluada en el futuro mediante un programa de seguimiento, sino que resulta esencial también para analizar las relaciones entre el área seleccionada y los ecosistemas circundantes. Por tanto, tales observaciones

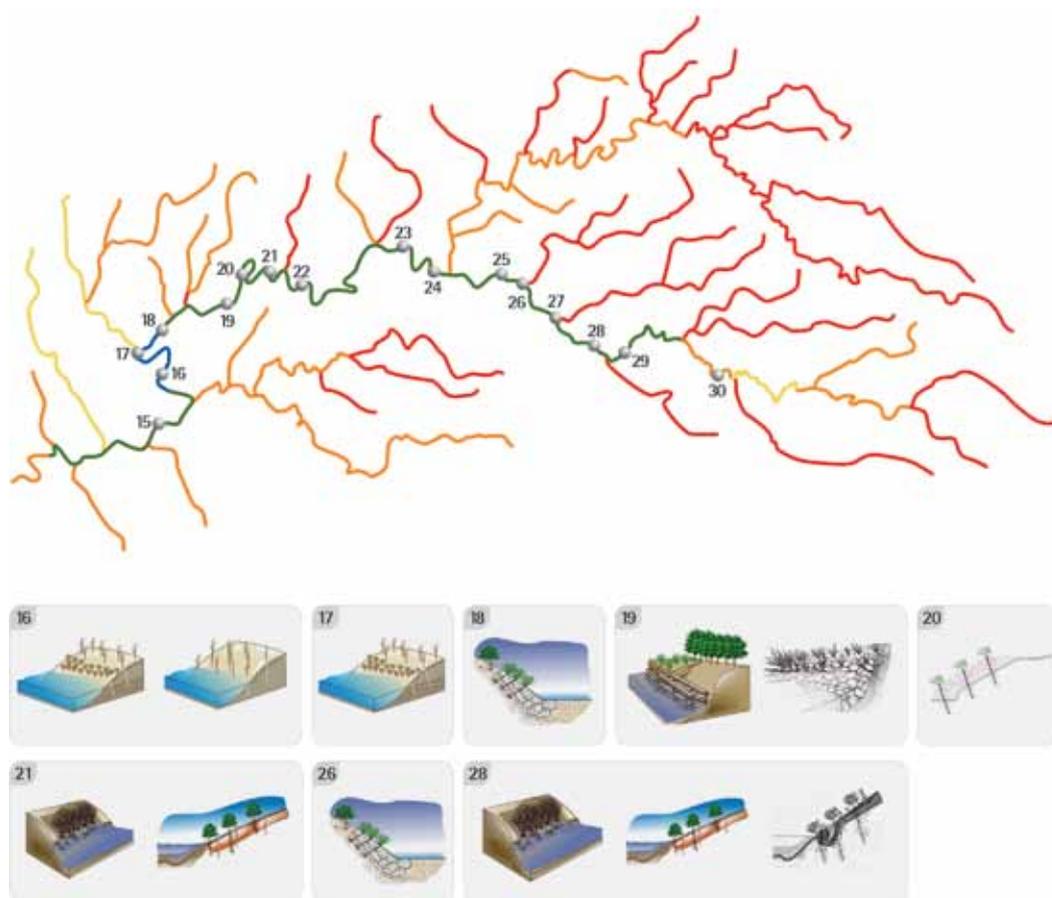


Figura 1.3.5 Ilustración de las diversas técnicas utilizadas para mejorar el cauce en el área del río aguas arriba, protegiendo los márgenes y mejorando la franja ripícola: reperfilado y plantación de los márgenes (16 y 17), lechos de ramaje (21a y 28a), revestimiento del talud con geotextiles y estacado directo (21b y 28b); estacas de gran calibre de árboles y arbustos), gaviones vegetados (20), escollera vegetada (18, 19b y 26) y entramados de madera (19a). Los números corresponden a los puntos de control y seguimiento a lo largo del río.

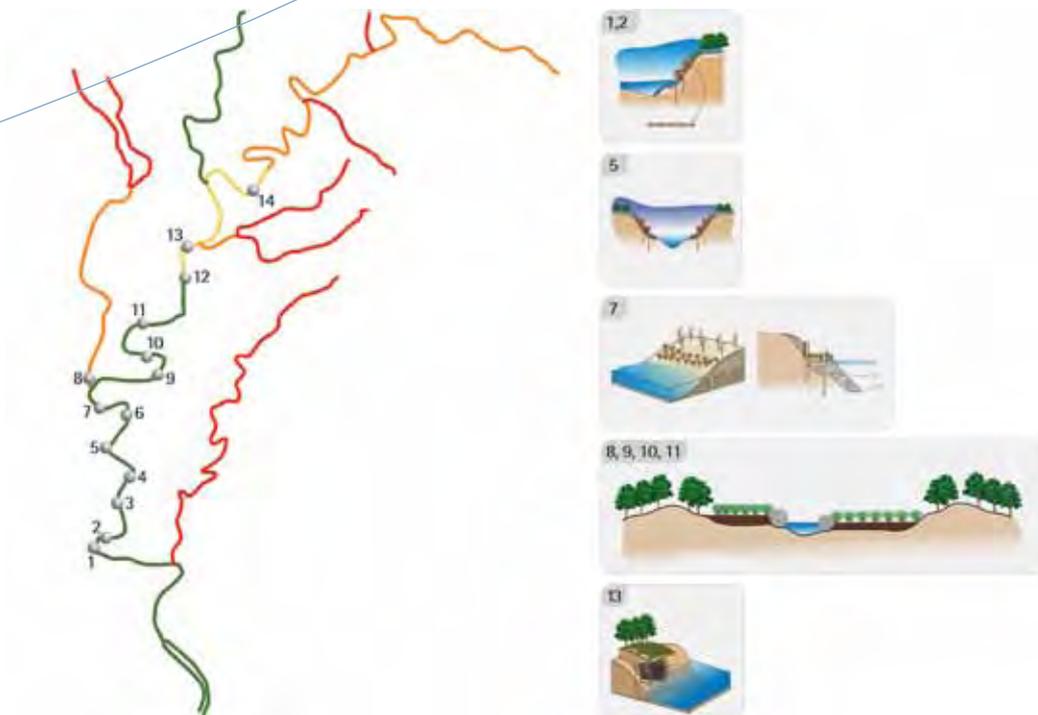


Figura 1.3.6 Diseño de las técnicas para mejorar la sección aguas abajo del río Odelouca, que se verá afectada por la regulación del caudal. Las imágenes de los sitios 2, 7 y 13 muestran procedimientos convencionales para estabilizar márgenes mientras que los números 6 y del 8 al 11 muestran los procedimientos para crear un cauce meandriforme de bajo caudal en la parte más ancha, con el objetivo de elevar el nivel de la menguada corriente tras el embalse. Este procedimiento utiliza gaviones cilíndricos para delimitar el canal excavado. Se han definido diversas zonas en el área de ribera, desde plantas herbáceas y arbustos junto al nuevo cauce (que requieren la deposición de tierra) a árboles cerca de los márgenes originales. En la sección más estrecha río abajo, la inclinación del talud se ha corregido creando terrazas soportadas por barreras de estacas de gran calibre.

deben abarcar un área más grande, no deben estar confinadas, exclusivamente, a los límites del lugar donde las técnicas de bioingeniería se van a aplicar. Además, este estudio es muy útil para fijar de manera más exacta las metas del proyecto.

En los casos aquí expuestos, la evaluación demostró las diferencias entre las áreas afectadas y las áreas circundantes y permitió que los objetivos de rehabilitación fueran definidos: mientras que en el río Odelouca se recomendaba la rehabilitación de una zona más extensa, los ríos Estorãos y Tâmega necesitaron una intervención intensiva en un segmento relativamente más limitado.

En el primer caso, en el Odelouca, situado en el sur de Portugal, el río presentaba dos situaciones opuestas: aguas arriba y aguas abajo respecto de un nuevo embalse para el abastecimiento de agua. Éste es un río de naturaleza típicamente mediterránea, que transcurre a lo largo de capas sedimentarias, con un cauce muy dinámico influenciado decisivamente

por crecidas repentinas y violentas. Además, el uso del suelo circundante está dominado por cultivos intensivos que se extienden hasta la ribera misma, donde la vegetación nativa ha sido substituida por especies exóticas, principalmente caña común (*Arundo donax*). Una valoración minuciosa del problema en toda la cuenca vertiente concluyó que se requerían medidas para detener el ensanchamiento del canal en los tramos más críticos aguas arriba del embalse (véase la figura 1.3.5 para una observación de las múltiples técnicas diseñadas para este segmento, con el fin de estabilizar los márgenes y el cauce, según lo descrito en la tabla 1.3.1). Por otra parte, aguas abajo de la presa (figura 1.3.6), a pesar de la necesidad de controlar la erosión, la prioridad era tratar completamente las nuevas condiciones hidrológicas que se presentaban debido a la considerable modificación del régimen natural de caudales causada por la regulación del río (que incluso hizo necesario definir un caudal mínimo). Aquí, el proyecto incluyó la modificación del cauce con el diseño de un nuevo trazado meandriforme en un segmento donde el río

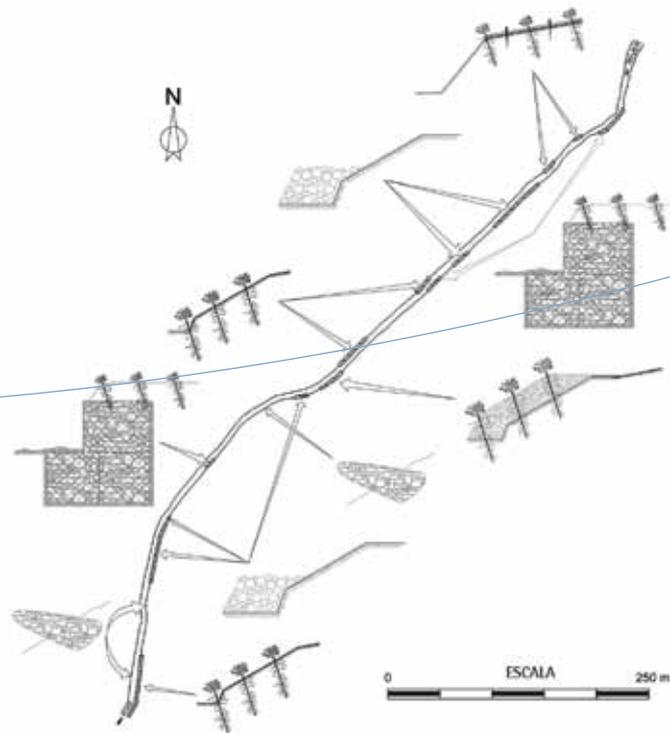


Figura 1.3.7 Distribución de las técnicas de estabilización del margen seleccionadas a lo largo del segmento escogido del río Estorões (alrededor de 1 km). Se puede observar el uso de gaviones vegetados, de diversas formas de escollera con estacas incrustadas, deflectores de corriente y perfilado del talud mediante muros verdes en tongadas con geotextiles (*soft gabions*).

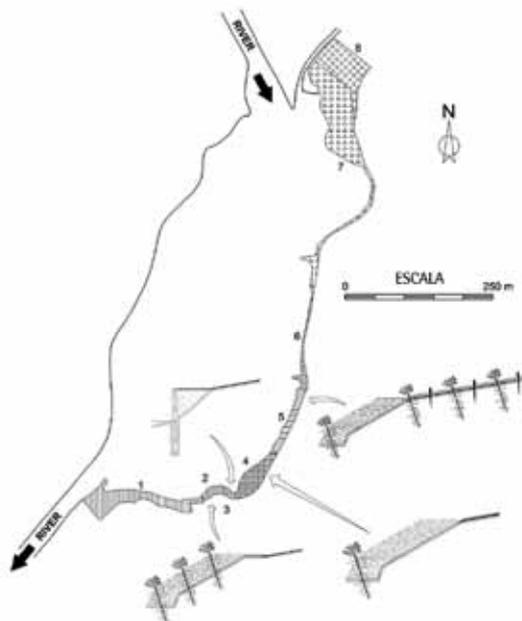


Figura 1.3.8 Ejemplos de las técnicas mixtas utilizadas para la rehabilitación a lo largo de uno de los márgenes del cauce ensanchado del río Tâmega. De río abajo a río arriba: 1. Escollera e hidrosiembra; 2. Escollera y estacado directo; 3. Muro de postes; 4. Escollera al pie del talud y perfilado e hidrosiembra del mismo; 5. Escollera al pie del talud y lecho de ramas (con estacas vivas); 6 y 7. Desbroce de vegetación alóctona invasora y retirada de montones de tierra; 8. Área recreativa.

había erosionado progresivamente los márgenes. El propósito era crear zonas con una profundidad de agua razonable para obtener las condiciones idóneas donde las poblaciones amenazadas de peces completaran su ciclo vital (dos especies endémicas de esta región). Este nuevo canal se estabilizó mediante gaviones cilíndricos vegetados, "salchichas flexibles" rellenas de rocas del sitio revestidas con mallas de nylon o de tela metálica a los cuales se fijaron biorrollos vegetados o donde se introdujeron directamente tierra y semillas. Se introdujeron deflectores de corriente e islas de roca a lo largo del canal para proporcionar refugios a las comunidades acuáticas. El resto del cauce (cauce antiguo) se modificó mediante el aporte de tierra vegetal que era retenida con geotextiles biodegradables para permitir el establecimiento de varias franjas de especies higrófilas nativas (cañas y arbustos). Al mismo tiempo, el talud original fue revestido con geotextiles para, así, crear las condiciones favorables que permitieran el establecimiento de sauces y alisos.

Se llevó a cabo, de forma extensiva, en los tramos tanto de aguas arriba como de aguas abajo del embalse, un recubrimiento de los taludes con lechos de ramaje hechos con el material cortado y secado de las cañas eliminadas, seguido de un estaquillado directo (estacas de gran calibre) para evitar la invasión extremadamente rápida del cañar.

La intervención en el río Estorões (figura 1.3.7) fue diseñada para consolidar los taludes que se derrumbaban como resultado de un dragado previo de su lecho y que hizo que se excediese la altura crítica de los mismos. Éste era el primer paso hacia el establecimiento de la vegetación para evitar, así, la colmatación del cauce con sedimentos finos, que estaba afectando también al desove de los peces migratorios (p. ej. lamprea marina) y de la trucha común. Con el objetivo de disminuir el

impacto visual y aumentar la heterogeneidad física se combinaron diversas técnicas en función de la inestabilidad detectada a lo largo del segmento del río, incluyendo gaviones, diversos tipos de escollera (de altura variable: desde protección en la base hasta un revestimiento completo), deflectores de corriente y biorrollos de fibras vegetales, además de un reperfilado simple del talud seguido de una plantación. La mitigación de los efectos visuales de las estructuras artificiales se alcanzó introduciendo estacas vivas de material vegetal autóctono a través de los espacios que quedaban entre las rocas de las escolleras y los gaviones.

En las balsas artificiales del Tâmega (figura 1.3.8), resultado de la extracción previa de arena y grava, el objetivo principal era favorecer el desarrollo de actividades recreativas. Además, el estudio previo demostró el dominio por parte de una especie exótica de peces debido a una acusada alteración del hábitat. El uso de estructuras artificiales fue limitado de manera exclusiva a aquellos puntos en los que era necesario estabilizar los márgenes o protegerlos contra la presión de los visitantes. En otras áreas se optó por una mejora del hábitat mediante la eliminación de los restos de actividades humanas anteriores y de la vegetación alóctona invasora y creando las condiciones para proporcionar al margen un aspecto natural con una franja ripícola más diversa. La figura 1.3.8 ilustra los procedimientos utilizados a lo largo de la principal área elegida para la rehabilitación (margen izquierdo). Fue aquí donde se concentraron las prioridades de rehabilitación a corto plazo, debido a su mejor accesibilidad para los visitantes y a los impactos generados por la extracción de áridos, como la compactación del suelo. El margen derecho, al no verse seriamente afectado por las actividades de extracción y al preservar todavía su vegetación natural, permaneció sin cambios.

Bibliografía

- Bathurst JC, Graf WH, Cao HH (1987) Bed load discharge equations for steep mountain rivers. En: Thorne CR, Bathurst JC, Hey RD (eds). *Sediment Transport in Gravel-bed Rivers*, 453-477. Wiley, Chichester
- Boavida I, Lourenço JM, Santos J, Cortes R, Pinheiro A, Ferreira T (2008) Using a two dimensional approach to evaluate channel rehabilitation in a Mediterranean stream (southern Portugal). Proceedings of the 4th International Conference on River Restoration. European Centre for River Restoration
- Boon PJ, Holmes NTH, Maitland PS, Rowell TA, Davies J (1997) A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): Development, structure and function. En: Boon PJ, Howell DL (eds). *Freshwater Quality: Defining the Indefinable*, 299-326. The Stationery Office, Edinburgh
- Buffagni A, Kemp JL (2002) Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of the River Habitat Survey in South-European Rivers. *Journal of Limnology* 61:199-214
- Church M (2002) Geomorphic thresholds in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:541-557
- Cortes RMV, Oliveira DG, Lourenço JM, Fernandes LFS (2004) Different approaches for the use of bioengineering techniques in the rehabilitation of lotic and lentic systems: two case studies in North Portugal. En: García Jalón D, Vizcaino Martínez P (eds). *Fifth International Symposium of Ecohydraulics*, 658-662. IAHR, Madrid
- Davenport J, Gurnell AM, Armitage PD (2004) Habitat survey and classification of urban rivers. *River Research and Applications* 20:687-704
- Desbonnet A, Pogue P, Lee V, Wolf N (1994) *Vegetated Buffers in Coastal Zone: A Summary Review and Bibliography*. University of Rhode Island
- Goets SJ (2006) Remote sensing of riparian buffers: past progress and future prospects. *Journal of the American Water Resources Association* 42:133-143
- González del Tánago M, García de Jalón D, Lara F Garilleti R (2006) Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Ingeniería Civil* 143:97-108
- Hey RD, Thorne CR (1986) Stable channels with mobile gravel beds. *Journal of Hydraulic Engineering* 112:671-689
- Lawler DM, Thorne CR, Hooke JM (1997) Bank erosion and instability. En: Thorne CR, Hey RD, Newson MD (eds). *Applied River Morphology for River Engineering and Management*. Wiley, Chichester
- Kamp U, Bock R, Holz K (2004) Assessment of River Habitat in Brandenburg Germany. *Limnologica* 34:176-186
- Kondolf GM, Piégay H (2005) *Tools in Geomorphology*. Wiley, Chichester, UK
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1993) *Die Gewässerstrukturgütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensentwurf für kleine und mittelgroße Fließgewässern in der freien Landschaft*
- Lowrance RL, Altier LS, Williams RG, Imadar SP, Bosch DD, Sheridan JM, Thomas DL, Hubbard RK (1998) The Riparian Ecosystem Management Model: Simulator for Ecological Processes in Riparian Zones. Proc. 1st Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference
- Muhar S, Schwarz M, Schmutz S, Jungwirth M (2000) Identification of Rivers with Good Habitat Quality: Methodological Approach and Applications in Austria. *Hydrobiologia* 422/423:343-358
- Munné A, Prat N, Solá C, Bonada N, Rierevall M (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13:147-163
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME (2005) *Riparia*. Elsevier, Amsterdam
- National Rivers Authority (NRA) (1992) *River Corridor Surveys. Methods and Procedures*. Conservation Technical Handbook 1. Bristol
- Nieswand GH, Hordon RM, Shelton TB, Chavooshian BB, Blarr S (1990) Buffer strips to protect water supply reservoirs: A model and recommendations. *Water Resources Bulletin* 26:959-966
- Sear DA, Newson MD, Thorne CR (2003) *Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology*. R&D Technical Report FD1914, DEFRA, London
- Simons J, Boeters R (1998) A systematic approach to ecologically sound river bank management. En: de Waal L, Wade M, Large A (eds). *Rehabilitation of Rivers*. Wiley
- Piégay H, Gurnell AM (1997) Large woody debris and river geomorphological pattern: examples from S.E. France and S.England. *Geomorphology* 19:99-116
- Piégay H, Saulnier D (2000) The streamway, a management concept applied to the French gravel bed rivers: Proc. Gravel Bed Rivers Conference, New Zealand
- Raven PJ, Fox PJA, Everard M, Holmes NTH, Dawson FH (1997) River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. En: Boon PJ, Howell DL (eds). *Freshwater Quality: Defining the indefinable? The Stationery Office, Edinburgh*
- Stewardson M (2005) Hydraulic geometry of stream reaches. *Journal of Hydrology* 306:97-111
- Thorne PD, Davies AG, Williams JJ (2003) Measurements of near-bed intrawave sediment entrainment above vortex ripples. *Geophysical Research Letters* 30(20): Art. No. 2028.
- USDA (2000) *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group. (http://www.usda.gov/stream_restoration)
- Van Sickle J, Baker J, Herlihy A, Bayley P, Gregory S, Haggerty P, Ashkenas, Li J (2004) Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. *Ecological Applications* 14:388-380
- Welsch DJ (1991) *Riparian Forest Buffer: Function and Design for Protection and Enhancement of Water Resources*. USDA Forest Service
- Webb AA, Erskine WD (1999) Guidelines for the rehabilitation of riparian vegetation in southeastern Australia. En: Rutherford ID, Bartley R (eds), *Proceedings of the Second Australian Stream Management Conference (Adelaide)* 2:683-689
- Wenger S (1999) A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation. Institute of Ecology, University of Georgia







2

Descriptores biológicos.
Los ríos como
corredores ecológicos

Introducción

Un destacado número de estudios científicos recientes ha demostrado la importancia excepcional de la vegetación de ribera en el mantenimiento de una biodiversidad rica y distintiva (Tockner y Ward, 1999; Poiani *et al.*, 2000; Décamps y Décamps, 2002). Los bosques de ribera han sido, a menudo, definidos como "oasis lineales", pues albergan recursos escasos y condiciones que no se encuentran en el paisaje circundante (González-Bernáldez *et al.*, 1989). Especialmente, en paisajes forestales no arbolados o agrícolas, el bosque de ribera nativo adquiere "una importancia desproporcionada con respecto a su extensión" (SNW, 2000). Además, las áreas de ribera han sido calificadas como "zonas de marcada transición", a través de las cuales se mantiene un intercambio notable de materiales y energía entre los sistemas terrestres y acuáticos (Ewel *et al.*, 2001). Estas "zonas dinámicas" y su vegetación distintiva proporcionan importantes "servicios medioambientales", que van desde la retención de nutrientes hasta el control de avenidas (Naiman *et al.*, 2005). Comprender la dinámica de la vegetación de ribera de una región determinada es fundamental para realizar generalizaciones que se puedan transferir a la gestión, la conservación y la restauración (Middleton, 1999; Nilsson y Svedmark, 2002).

La gestión metódica de la vegetación de ribera no es un proceso sencillo. Las áreas de ribera están consideradas "entre los sistemas ecológicos más complejos de la biosfera" (Naiman *et al.*, 2000). Uno de los problemas que se encuentran al tratar de conservar y gestionar las áreas de ribera es que, con frecuencia, éstas son sistemas muy heterogéneos, inestables y difíciles de clasificar en entidades sistémicas previsibles (Bunn *et al.*, 1999; Goodwin, 1999). Debido a la irregularidad y el grado de

alteración que presentan las formaciones de ribera, los expertos de la conservación deben enfrentarse a problemas de gestión complicados. Con frecuencia, la falta de comprensión de estos problemas y la negligencia han llevado a la aplicación de medidas de gestión inadecuadas.

Las comunidades nativas de ribera son consideradas como unos de los tipos de hábitat más alterados y amenazados antrópicamente en Europa. Más del 90 % de las llanuras de inundación de los grandes ríos ha sufrido algún tipo de modificación por infraestructuras fluviales o se encuentran bajo cultivo y, por tanto, se consideran "funcionalmente extintas" (Tockner y Stanford, 2002). Algunos tipos de asociaciones ripícolas se han alterado tanto que son difíciles de imaginar en su estado natural (Wenger *et al.*, 1990; Angelstam, 1996; Chytry, 1998). En muchas partes de Europa, al igual que en otros continentes, existen pequeños pero importantes relictos de bosque de ribera fuera de las áreas protegidas oficiales y que son muy vulnerables a las presiones antrópicas (Hughes, 2003; Natta *et al.*, 2002). Hay una urgente necesidad de proteger los bosques de ribera en buen estado de conservación y de acelerar el esfuerzo paneuropeo de restaurar la vegetación nativa que acompaña a los ríos de este continente (Tabacchi *et al.*, 1998).

Este capítulo revisa las bases conceptuales referentes a la flora y la vegetación de ribera. Se centra en las formaciones boscosas, debido a que son éstas las comunidades vegetales que mejor representan las áreas de ribera en estado natural en la mayor parte de Europa. Al mismo tiempo, las masas arboladas son consideradas como uno de los componentes más vulnerables de las riberas fluviales.

Atributos y definiciones

Una de las cuestiones más desconcertantes de la ecología fluvial es la definición y la delimitación precisas de las áreas de ribera y su vegetación asociada

(Verry *et al.*, 2004). Aunque se ha progresado mucho durante las últimas dos décadas, no hay criterios universalmente aceptados sobre la delimitación de

la vegetación de ribera (Baker, 2005; Naiman *et al.*, 2005). Teniendo en cuenta que las áreas de ribera están consideradas, normalmente, como parte de un ecotono, una "frontera ecológica" entre las zonas terrestre y acuática, es especialmente difícil fijar criterios de clasificación para identificar los diferentes tipos de riberas y sus límites. En un sentido estricto, el área de ribera y su curso de agua asociado no se considera un ecosistema definido y autorregulado con límites reconocibles (Lampert y Sommer, 1997). A menudo, las áreas de ribera están concebidas como

zonas mixtas de transición, donde coinciden diferentes ambientes; sin embargo, es posible adjudicarles propiedades distintivas y reconocibles y concebirlas como "sistemas abiertos" que albergan características únicas propias de las riberas (Gregory *et al.*, 1991). A pesar de estas discrepancias conceptuales, algunas definiciones y modelos para una región específica son útiles para su estudio, por ejemplo, para la realización de inventarios, o para planificar adecuadamente su gestión (Harris, 1988, Naiman, 1998; Aguiar y Ferreira, 2005).

Una definición en evolución

La terminología que define las áreas de ribera todavía está evolucionando e, incluso, las palabras "ripario o ripícola" han comenzado a utilizarse desde hace muy poco para definir ciertas comunidades vegetales. Las citas al bosque de ribera (también llamado ripícola, ripario, aluvial, en galería o ribereño) en varios idiomas europeos han sido frecuentes durante la segunda mitad del siglo pasado, pero las definiciones particulares varían (Yon y Tendron, 1961; Décamps y Décamps, 2002). Hoy en día, existen cada vez más clasificaciones jerárquicas y estructuradas de las áreas de ribera y su vegetación, realizadas de forma multidisciplinar; sin embargo, será inevitable que persistan definiciones que difieran ligeramente para cada región y objetivo específicos.

Una definición global y práctica de las áreas de ribera y su vegetación debe surgir de la comprensión del medio fluvial para una región específica y de los objetivos o necesidades particulares del esquema de delimitación de la vegetación de ribera. Es importante recordar que cuando se trabaja con vegetación de ribera desde la perspectiva de la gestión, el concepto práctico de ribera fluvial debería procurar seguir un *continuum* conceptual que englobe, sucesivamente, tres factores importantes: definición, demarcación y valoración de los recursos (Verry *et al.*, 2004). Más adelante, analizaremos dos definiciones desde el punto de vista de la gestión: una definición amplia basada en la vegetación de ribera y una definición práctica para la delimitación del bosque de ribera.

La vegetación de las áreas de ribera

Los muy citados autores, Naiman y Décamps (1997) definen las áreas de ribera fluviales haciendo referencia a las cualidades específicas de la vegetación: "las áreas de ribera comprenden la zona del cauce entre las cotas de aguas bajas y altas, extendiéndose hacia las laderas, donde la vegetación puede estar influenciada por niveles freáticos elevados o por las avenidas y por la capacidad de los suelos para retener humedad". Se supone que esta definición genérica no incluye la

parte acuática del curso de agua, aunque sí incluye sus orillas – el área que es definida habitualmente como cauce activo u ordinario (ver figura 2.1.1). Esta definición ha ganado bastante aceptación, ya que se basa principalmente en los flujos de agua superficiales y sub-superficiales que conectan las masas de agua con las laderas adyacentes y condicionan la extensión de la vegetación higrófila (NAS, 2002; Décamps y Décamps, 2002; Baker, 2005).

El bosque de ribera

Es importante centrarse en una definición para la vegetación leñosa, distintiva y habitualmente reconocible que acompaña los cursos de agua (Verry *et al.*, 2004). El bosque ripícola se ha utilizado, a menudo, para ayudar a delimitar las áreas de ribera; por ejemplo, Hunter (1990) se refiere al área de ribera como "la franja boscosa que tiene una influencia significativa y, a su vez, está influenciada significativamente por el curso de agua". Por tanto, se sugiere que un bosque o masa arbolada de ribera deberá estar dominado por una vegetación leñosa higrófila y deberá interactuar con las aguas superficiales y subsuperficiales, manteniendo una relación funcional y estructural estrecha con el curso de agua adyacente.

Para crear un modelo que delimite las masas vegetales de ribera de forma operativa es importante usar criterios que se puedan implementar sobre el terreno de forma fácil y práctica. Normalmente, la vegetación de ribera crea "bandas" de formaciones leñosas (dominadas por árboles y arbustos altos) que

empiezan justo al borde del cauce activo (Stromberg, 1997). La vegetación leñosa perenne que forma la primera banda lineal de vegetación cerca del borde del agua se puede representar con una línea imaginaria que llamaremos "franja verde" (concepto modificado de Winward, 2000). El bosque de ribera se extiende hacia los dominios terrestres de las tierras altas donde la topografía y la aridez del suelo impiden la dominancia de la vegetación higrófila; el límite lineal donde empieza la vegetación zonal lo definiremos con una línea imaginaria que llamaremos "franja marrón" (figura 2.1.1). Las "frangas marrones" son mucho más fáciles de delimitar en paisajes semiáridos o agrícolas; aunque, incluso en los paisajes boscosos, los cambios en la vegetación, están fuertemente influenciados por las condiciones hídricas del suelo y la microtopografía. Desde luego, estos dos límites lineales conceptuales, a menudo, pueden difuminarse; pero para un uso meramente práctico, como la realización de inventarios, podrían ser guías útiles, como muestra el repetidamente citado estudio de Winward (2000) (Verry *et al.*, 2004).

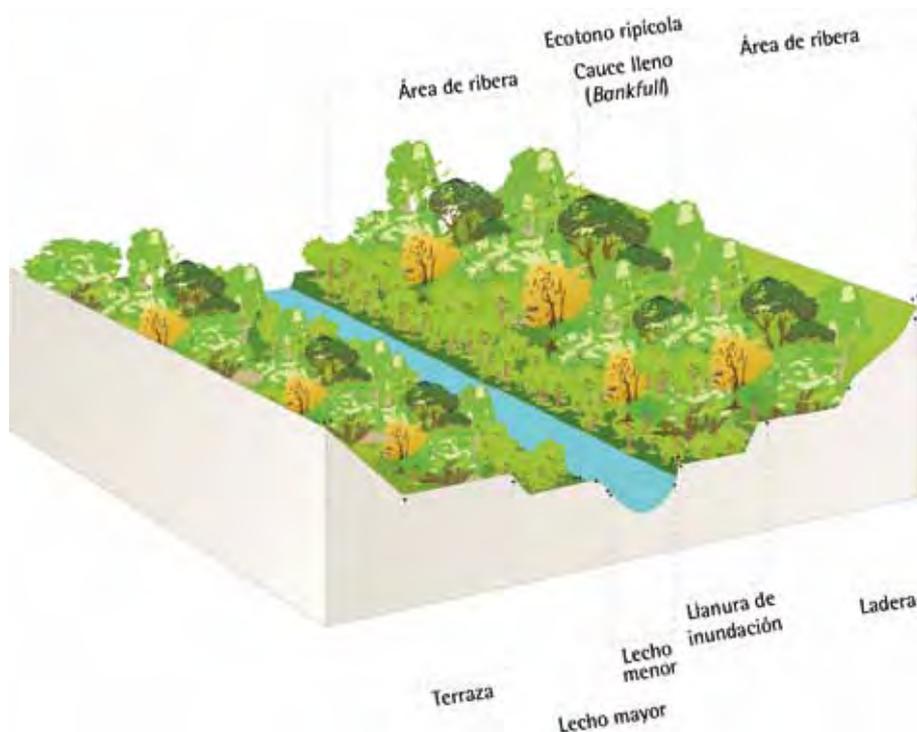


Figura 2.1.1 Representación de un ecotono ripícola y de la masa arbolada en las riberas de un curso de agua, definida por la dominancia de vegetación leñosa higrófila y su proximidad topográfica al cauce activo del río.

La vegetación

Características florísticas de la vegetación de ribera

Como se ha mencionado anteriormente, las plantas de ribera –especialmente las especies leñosas– se utilizan, a menudo, para identificar y caracterizar las áreas de ribera, por lo que las asociaciones florísticas son importantes en la investigación, la planificación y la gestión de estas áreas.

Normalmente, la vegetación de ribera incluye asociaciones vegetales muy heterogéneas fisionómica y florísticamente. Estos tipos de vegetación tienen, en parte, la capacidad para cambiar rápidamente en el tiempo y en el espacio que ocupan. Como resultado, las áreas de ribera están compuestas por asociaciones características que son sensibles a condiciones medioambientales particulares y a alteraciones. Normalmente, la vegetación de ribera está dominada por especies higrófilas, ya que los suelos ripícolas se mantienen saturados dentro de la zona radical, al menos, durante parte de la estación vegetativa. La mayoría de las plantas y las comunidades vegetales de ribera que pueblan las llanuras de inundación están adaptadas al estrés mecánico de la corriente de agua, así como a la fluctuación acusada y frecuente de los niveles de agua debido a las inundaciones; por ejemplo, las inundaciones en invierno, primavera y principios de verano, y los períodos secos en verano y otoño. Este tipo de vegetación soporta inundaciones sin presentar daños permanentes o, si sufren daños, se pueden regenerar rápidamente (Bohn *et al.*, 2004). Esta vegetación difiere considerablemente en su estructura y función de la vegetación zonal adyacente; a menudo, los bosques de ribera albergan una vegetación de mayor singularidad florística y mayor diversidad estructural si se compara con el paisaje circundante (Nilsson *et al.*, 2002; Baker 2005).

Las plantas leñosas determinan la estructura y dominan los estratos superiores de los bosques de ribera. De éstas, las especies frondosas (*Salix* spp., *Populus* spp., *Ulmus* spp., *Fraxinus* spp., *Alnus* spp., *Prunus* spp. y *Quercus* spp.) son las más frecuentes; y, de forma más escasa, las coníferas (en el norte de Europa y en las montañas) o algunas leñosas de hoja perenne aparecen como especies acompañantes o, en

ocasiones, constituyendo rodales en zonas de clima mediterráneo. Las asociaciones del sotobosque suelen ser también diversas. Las hemicriptófitas y las geófitas están presentes regularmente. Éstas últimas juegan un papel importante, concretamente, en el aspecto de los bosques aluviales caducifolios con suelos ricos en nutrientes durante la primavera. En las llanuras de inundación en áreas más húmedas y cálidas, son características también las lianas que pueden crecer hasta las copas de los árboles (Bohn *et al.*, 2004).

Las plantas que caracterizan el bosque de ribera incluyen especies especializadas en aprovechar las condiciones húmedas y la elevada capa freática asociadas a los márgenes fluviales. Como se ha mencionado anteriormente, estas especies están particularmente adaptadas a las condiciones de vida de estas áreas, condiciones que actúan como barreras ecológicas para seleccionar aquellas especies que reúnen las características más adecuadas para establecerse y persistir en la zona. Por ejemplo, sólo unas pocas especies de árboles pueden sobrevivir largos períodos de inmersión de sus raíces; concretamente los chopos (*Populus* spp.), los sauces (*Salix* spp.) y los alisos (*Alnus* spp.) (Middleton, 1999). De esta forma, las inundaciones prolongadas pueden determinar el tipo de bosque en una franja particular de vegetación a lo largo del río. La rica y diversa asociación de robles, olmos y fresnos (*Quercus-Ulmus-Fraxinus*) sólo puede desarrollarse en las terrazas más altas que se inundan menos que los sitios que suelen colonizar las formaciones de sauces y chopos (*Salix-Populus*) (Ellenberg, 1988).

Como es evidente, la disponibilidad de agua y la acción del agua afectan drásticamente a la composición de las especies en las áreas de ribera, pero no todas las plantas leñosas dependen de la disponibilidad de agua superficial. Por ejemplo, algunas especies de ribera, como los plátanos (*Platanus* spp.) son freatofíticas; se trata de especies higrófilas que dependen de la disponibilidad de agua en el subsuelo y no sólo de la presencia de agua superficial en el cauce (Dawson y Ehleringer, 1991). Estas especies tienen una amplia

capacidad para enfrentarse a la gran variabilidad de caudal de las aguas superficiales (Stromberg, 2001) debido a esto, especies como el plátano oriental (*Platanus orientalis*) se encuentran extendidas a lo largo de gran parte del gradiente longitudinal de muchos ríos del sur de los Balcanes (ver figura 2.1.2).

Basándose en sus estrategias ecológicas, las especies de plantas de ribera se pueden clasificar en cuatro tipos principales (Naiman y Décamps, 1997):

- a) **Invasoras:** producen un gran número de propágulos que se pueden diseminar por el viento (anemócoras) y el agua (hidrócoras) y colonizan hábitats aluviales.
- b) **Perseverantes:** rebrotan tras sufrir roturas en la parte aérea o soterramiento del tallo o las raíces por inundaciones o tras haber sido ramoneadas.

c) **Resistentes:** toleran la inmersión por largos periodos durante la etapa vegetativa.

d) **Evasoras:** carecen de herramientas de adaptación a las perturbaciones típicas de las riberas (los individuos que germinan en hábitats desfavorables no sobreviven).

Muchas especies higrófilas especialistas pueden resistir las condiciones semiacuáticas que se dan en los humedales, comúnmente presentes en las áreas de ribera. A partir de esta característica, la probabilidad de supervivencia de una especie en zonas húmedas, se han desarrollado series de indicadores para su valoración (Mitsch y Gosselink, 1993). Por ejemplo, un sistema desarrollado en Norteamérica (US FWS, 1996) sitúa las especies de ribera en cinco categorías a lo largo del gradiente de influencia fluvial: ripícola obligada, ripícola facultativa, facultativa, zonal facultativa, zonal (Baker, 2002).

Áreas de transición ricas en especies

Dependiendo de la región geográfica, las formaciones de la vegetación de ribera son, a menudo, mucho más ricas que aquéllas que se encuentran en hábitats acuáticos o terrestres en sus alrededores y, normalmente, albergan especies especializadas restringidas a estas áreas semiterrestres (Sabo *et al.*, 2005; Naiman *et al.*, 2005; Nilsson y Svedmark, 2002). Esta riqueza de especies se explica en gran parte por lo siguiente:

- 1) **Inundaciones y regímenes de caudales superficiales y subsuperficiales:** responsables principales de la notable heterogeneidad espacio-temporal en las riberas fluviales.
- 2) **La variabilidad en el perfil transversal:** variaciones en microtopografía y geomorfología, tipos de suelo y nivel freático; normalmente, esta variación es el resultado de los movimientos laterales del cauce que forman un mosaico y una micro-zonación de patrones de vegetación con historias de perturbaciones diferentes y distintas progresiones y regresiones sucesionales.

3) **Variación longitudinal:** los gradientes medioambientales, que cambian a lo largo del curso de agua, varían en función de la altitud, el relieve y el tamaño y la dinámica del curso de agua y del área de ribera.

4) **El clima y el microclima que también varía con la altitud y el relieve,** y está afectado por la topografía (p. ej. se extiende desde los tramos encajados hasta las llanuras de inundación).

5) **Las características de los valles de montaña que afectan las áreas de ribera por estar expuestas a frecuentes perturbaciones geomorfológicas,** como deslizamientos de suelo y avalanchas de barro o nieve, creando heterogeneidad y reiniciando la sucesión (Naiman, 1998).

6) **Las plantas utilizan las áreas de ribera como corredores de dispersión.** Debido a que los ríos fluyen, a menudo, a través de diferentes biomas, pueden transportar especies de una zona biogeográfica a otra; las especies alpinas se encuentran con frecuencia en áreas de ribera

a menor altitud. Como resultado, en las áreas de ribera fluviales se suele concentrar la diversidad florística de la región (Nilsson y Svedmark, 2002).

La riqueza de las especies varía en los ríos, siguiendo, normalmente, un patrón longitudinal, desde la cabecera a la desembocadura. Ward y colaboradores (2001) proporcionan una generalización, identificando tres grandes tipos de tramos longitudinales, con sus respectivos patrones de riqueza relativa de especies. Esta generalización incluye: a) tramos encajados, que

muestran un incremento en la biodiversidad aguas abajo; b) tramos trenzados con una riqueza de especies relativamente baja; y c) tramos meandriformes con alta diversidad. En la mayoría de los ríos templados y en buen estado de conservación, normalmente, la riqueza de especies es más alta en los tramos medios, aunque algunos hábitats pueden ser más pobres (tramos trenzados) o más ricos (humedales en los valles fluviales bajos) (Décamps y Tabacchi, 1994; Nilsson y Svedmark, 2004).

Sistemas de clasificación de la vegetación de ribera

El aumento del interés hacia una gestión de la vegetación de ribera ha generado una necesidad de obtener más sistemas específicos de clasificación e inventario (Pettit *et al.*, 2001; Ferreira *et al.*, 2001; Goodwin, 1999; Leonard *et al.*, 1992). La clasificación es crucial para que la investigación esclarezca las relaciones empíricas y pueda, posteriormente, desarrollar los modelos teóricos que expliquen los patrones y procesos fundamentales que rigen el funcionamiento de la vegetación de ribera (Ward *et al.*, 2001; Tabacchi *et al.*, 1998). La clasificación también es fundamental para describir las condiciones de referencia, un proceso especialmente importante para la evaluación ecológica y para determinar los objetivos de la restauración (Aronson *et al.*, 1995; Ferreira *et al.*, 2002).

Inicialmente, la mayoría de las clasificaciones de la vegetación de ribera eran simples y descriptivas y, normalmente, estaban basadas en unidades fitosociológicas (p. ej. Van de Winckel, 1964; Gradstein y Smittenberg, 1977). Se prestaba mucha atención a la "singularidad" de los rodales de bosque de ribera relicto y se recurría a las descripciones de historia natural para delinear las peculiaridades de la variada vegetación de ribera (Carbiener, 1970). Posteriormente, los patrones de vegetación se describían según los acentuados gradientes longitudinales y laterales asociados, en primer lugar, a la disponibilidad de agua (Chessel, 1979; Dister, 1988). Los métodos de clasificación más avanzados reconocen que los procesos hidrológicos y geomorfológicos definen los patrones de vegetación (Montgomery, 1999) y se han hecho intentos para

incorporar éstos a los esquemas de clasificación (Hupp y Osterkamp, 1985; van Coller *et al.*, 1997; Aguiar *et al.*, 2005).

Algunos sistemas de clasificación basados en patrones de vegetación utilizan los tipos de comunidades vegetales como la unidad de clasificación fundamental (Ellenberg, 1988; Naiman, 1998). Los tipos de comunidades vegetales se definen por la composición florística presente (vegetación actual) o la vegetación natural potencial (Swanson *et al.*, 1988; Chytry, 1998). La estratificación de los tipos de comunidades se basa, en primer lugar, en la vegetación de los estratos superiores o en la combinación del estrato superior y del sotobosque, aunque la vegetación arbórea integra mejor los patrones de vegetación a mayores escalas espaciales (nivel de paisaje) y temporales (Forman, 1995; Harris, 1999). Harris (1998) estableció un esquema de clasificación para riberas en estado natural que combina, con buenos resultados, tipos de comunidades de plantas y parámetros geomorfológicos para delimitar tipos de valle y su vegetación de ribera característica. Relacionado con esto, existe un método de clasificación vegetal que consiste en trazar mapas de "grupos de vegetación" para una región específica, considerando "las comunidades vegetales asociadas espacialmente dentro de unidades del paisaje relativamente homogéneas" (Schwabe, 1989; Corbacho *et al.*, 2003). Como con otros sistemas de clasificación bióticos, los esquemas más acertados se centran en los factores medioambientales físicos con relevancia biológica.

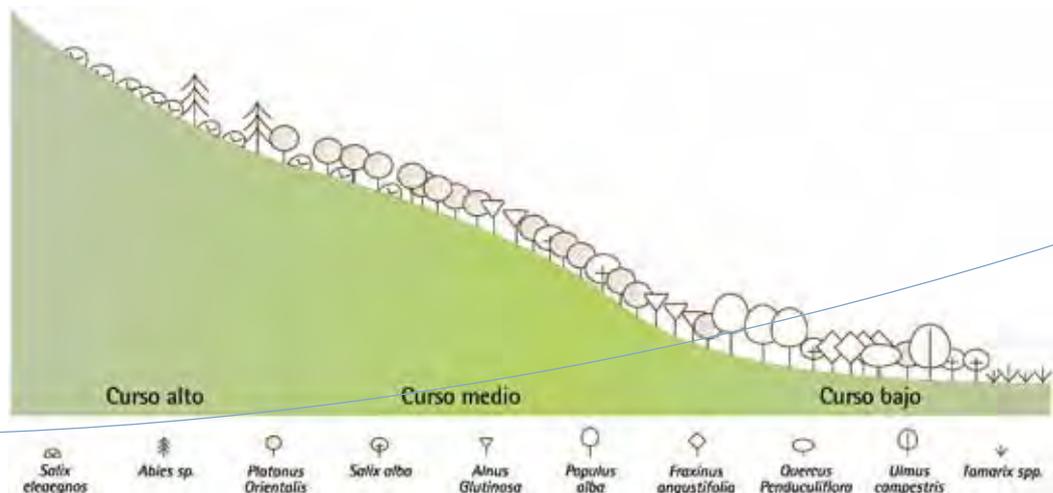


Figura 2.1.2 Generalización de la transición longitudinal de las principales especies de árboles higrófilos a lo largo de los ríos Achelooos y Alfios, al oeste de Grecia. Tanto los tramos medios-bajos como los bajos albergan el mayor número de especies, ya que los hábitats ripícolas de las llanuras de inundación son mucho más grandes y los grandes manantiales kársticos mantienen altos caudales permanentes y ricos humedales. Obsérvese la dominancia y amplia extensión de distribución de la especie freatófita, plátano oriental (*Platanus orientalis*).

Nociones sobre los tipos de regímenes hidrológicos en las áreas de ribera

Un ejemplo sencillo de un intento de categorizar los tipos de cursos de agua y sus áreas de ribera se ha concentrado, a menudo, en la tipología de los regímenes hidrológicos superficiales (Uys y O'Keefe, 1997; Ward *et al.*, 2001; Hansen, 2001). La vegetación de ribera es un elemento importante para distinguir entre tipos de cursos de agua según su hidrografía: permanentes, intermitentes y efímeros. Éstos han sido frecuentemente cartografiados e inventariados con relación a los tipos de ecosistemas fluviales (Leopold, 1994; Gordon *et al.*, 2004). Los cursos de agua permanentes mantienen un caudal superficial durante todo el año. Los cursos de agua intermitentes son más variables y permanecen, típicamente, sin agua en los meses más secos. El agua aparece en el lecho del río únicamente durante la estación más húmeda o durante períodos prolongados después de precipitaciones. Esto sucede porque el nivel freático se encuentra bastante cerca de la superficie por lo que, a menudo, aflora tras haberse recargado con las precipitaciones. Por tanto, los cursos de agua intermitentes tienen una importante conexión con las aguas subterráneas; mientras que los cursos de agua efímeros, normalmente, no la tienen. Esta diferencia crea características hidrológicas y de vegetación distintas que ayudan a distinguir los cursos de agua intermitentes de los efímeros. En

la mayoría de los casos, sólo los cursos de agua permanentes y los intermitentes pueden mantener una vegetación que cumpla con las funciones típicas de las comunidades vegetales ripícolas. Aunque el agua fluye por los cursos de agua efímeros (p.ej. las escorrentías pluviales), normalmente, la capa freática no está lo bastante cerca de la superficie para permitir que la vegetación higrófila acceda a la cantidad de agua que necesita para crecer. La vegetación que crece a lo largo de los cursos de agua efímeros puede estar estructurada de manera más densa o crecer de forma más vigorosa; pero, generalmente, no hay diferencias de composición notables con la vegetación zonal típica de los alrededores. Existen excepciones a esto, como ha quedado reflejado en muchos estudios (Radabaugh *et al.*, 2004) que llegan a la conclusión de que la distinción entre los cursos de agua efímeros e intermitentes debería basarse, en primer lugar, en el régimen hidrológico y, en segundo lugar, en la vegetación. En los climas con estaciones secas, donde predominan los ríos típicos de zonas áridas, la duración del caudal superficial establece, normalmente, el nivel de severidad ambiental (Giller y Malmqvist, 1998), jugando un papel extremadamente importante en la composición de la vegetación natural de las riberas.

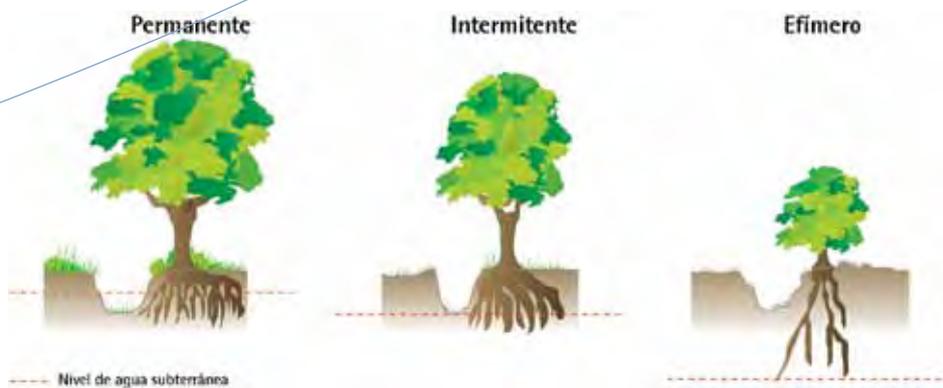


Figura 2.1.3 Representación general de los cursos de agua permanentes, intermitentes, efímeros y la vegetación leñosa asociada (Modificado de Baker, 2005).

Sucesión permanente

Muchos investigadores han tratado de agrupar las asociaciones vegetales de ribera y relacionarlas con factores ambientales (Haslam, 1987; Szaro, 1990; Aguiar *et al.*, 2000). A menudo, muchos de estos intentos se confunden con los frecuentes cambios espacio-temporales en estas comunidades relacionados con una multitud de patrones de sucesión ecológica (Barker 2002). Los frecuentes cambios naturales que se dan en las áreas de ribera llevan a una situación de constante transformación denominada "sucesión permanente" (Campbell y Green, 1968). Existen puntos de vista diferentes sobre el papel y la importancia de los patrones de sucesión en los sistemas de ribera; un tema actual de investigación es la importancia de los procesos a escala de ecosistema versus los procesos a escala de población (Mitsch y Gosselink, 1993; Middleton, 1999). Como se ha mencionado anteriormente, este dinamismo es enormemente responsable de la notable heterogeneidad ambiental de las áreas de

ribera. Típicamente, la vegetación en las áreas de ribera presenta una gama de estados de sucesión ecológica. Cuando las actividades humanas influyen y alteran las perturbaciones naturales, los patrones que se encuentran en las comunidades de vegetación de ribera pueden multiplicarse o, contrastando radicalmente, pueden dar como resultado una vegetación empobrecida y simplificada en número de especies (Décamps *et al.* 1988). Las características de la vegetación de ribera también varían según la magnitud de los sistemas fluviales. Las franjas de ribera pequeñas junto a los cursos de agua intermitentes, normalmente, son menos diversas que las de los ríos más grandes. Las áreas de ribera suelen integrar también hábitats de humedal, los cuales pueden ser denominados como humedales fluviales o de ribera, creando una variedad de ambientes acuáticos y semiacuáticos como estanques, cañaverales y pantanos (Mitsch y Gosselink, 1993).

¿La vegetación de ribera es vegetación de humedal?

En un pasado no muy lejano, las áreas de ribera se incluían dentro de los hábitats de humedal (Mitsch y Gosselink, 1993, Swanson *et al.*, 1988; Cowardin, 1979; Johnson, 1978). Sin embargo, en la mayoría de inventarios y estudios de los últimos años, las

áreas de ribera se separan de los humedales, aunque las diferencias con éstos no son fáciles de definir (Innis *et al.*, 2000; Décamps y Décamps, 2002; NRC, 2002; Baker, 2005). Se sabe que es, a menudo, difícil señalar los límites precisos entre un humedal y un

área de ribera, ya que hay muchas características comunes y los ecotonos, en la realidad, son zonas de transición muy complejas con límites muy vagos (Minshall *et al.*, 1983; Verry *et al.*, 2004). Algunas clasificaciones que se centran particularmente en los humedales, continuarán, como es obvio, incluyendo los hábitats de ribera (Middleton 1999), pero, incluso si los humedales y las áreas de ribera mantienen una fuerte asociación con el régimen hidrológico y ambas se encuentran en el límite difuso entre las regiones acuática y terrestre, existen varias diferencias.

Normalmente, las áreas de ribera mantienen *asociaciones de vegetación semiterrestre* y difieren de la mayoría de los humedales en los atributos espaciales, los regímenes de perturbaciones, el entorno hidrológico y la organización de las comunidades (Innis *et al.*, 2000). Los hábitats de humedal están dominados por vegetación *semiacuática* y *acuática* (p. ej. marismas y pantanos) y la mayoría de los humedales típicos están inundados durante períodos de tiempo más largos. La vegetación de ribera presenta un orden espacial típicamente lineal, el cual mantiene, normalmente, una buena conexión

a lo largo del curso de agua y muestra patrones distintivos en respuesta a gradientes longitudinales (de la cabecera a la desembocadura). En cambio, las formaciones vegetales de las zonas húmedas suelen estar más aisladas en el espacio, son raramente lineales, presentan a menudo formas circulares o alargadas y muestran una parcelación más marcada que las áreas de ribera (Innis *et al.*, 2000). Sin embargo, a pesar de sus similitudes y sus diferencias, durante muchos años los humedales y las áreas de ribera se han tratado de forma muy diferente en términos de gestión y en política de conservación (NRC, 2002). En muchos casos, los humedales han recibido un interés más elevado en la gestión que las áreas de ribera, ya que se les considera como sistemas más "acuáticos" o "de agua dulce" o están asociados directamente con una estricta política de conservación y/o a áreas lógicas protegidas (Silk y Ciruna, 2005). Puesto que los humedales y las áreas de ribera son entidades estrechamente relacionadas y juegan un papel clave en la estructuración del paisaje, es importante comprender sus similitudes como sistemas de transición para hacer posible una mejor gestión (DeMaynadier y Hunter, 1997).



Figura 2.1.4 Representación simplificada de un humedal frente a un área de ribera típica que muestra la estrecha relación existente entre estas dos zonas de transición; normalmente, las zonas húmedas semiacuáticas están presentes dentro de las áreas de ribera más extensas (de Zogaris *et al.*, 2007).

Factores medioambientales que afectan a la vegetación de ribera

La vegetación que se desarrolla en las áreas de ribera tiene relaciones complejas con múltiples factores abióticos en escalas variables, que van desde la región, la cuenca fluvial, el tramo de río, hasta la sección transversal (Bunn *et al.*, 1999). Como se ha mencionado anteriormente, generalizar sobre la distribución y la extensión de las áreas de ribera en una región o

en una unidad de paisaje no es sencillo, debido a la heterogeneidad que pueden tomar las formas de la vegetación de ribera. Comprender las relaciones fundamentales biótico-ambientales y construir modelos utilizando parámetros ambientales de fácil acceso (como los regímenes de caudales superficiales) puede ayudar a hacer generalizaciones útiles para

la gestión. Se supone que, al menos, cuatro factores ambientales primordiales o "generadores de cambio" afectan a las principales características del bosque de ribera (Nilsson y Svedmark, 2002); éstos son el clima, la hidrología, la geomorfología y la biogeografía (Figura 2.1.2). Estos cuatro factores, a menudo, influyen unos sobre otros y, a la vez, alteran el funcionamiento del sistema. Estos complejos mecanismos son los responsables de la creación de tres atributos generales que caracterizan las áreas de ribera:

a) Sucesión permanente: los complejos procesos de regeneración y destrucción de la vegetación que se observan en los valles de los ríos (Middleton, 1999; Sakio, 1997).

b) El efecto de los flujos fluviales (materia y energía): flujos tridimensionales –longitudinal, lateral y vertical (Ward *et al.*, 2001; Scott *et al.*, 1996).

c) El efecto de un ecotono rico en especies creado por la heterogeneidad biofísica entre la interfaz tierra-agua (Naiman *et al.*, 2005, Robinson *et al.*, 2002).

Más adelante, se revisan uno a uno los factores generadores de cambio de los sistemas fluviales y se explican, brevemente, los mecanismos ambientales involucrados en la determinación de la forma que toman las comunidades ripícolas.



Figura 2.1.5 Modelo conceptual simplificado que muestra las tres características básicas de las áreas de ribera que están gobernadas por factores biogeográficos, hidrológicos, geomorfológicos y climáticos a escalas diferentes (modificado de Nilsson y Svedmark, 2002).

Clima

El clima establece los ciclos hidrológicos locales y es el máximo determinante de la estructura de la vegetación a gran escala. Como fuente de agua y energía, el clima puede influir en muchos procesos que afectan la vegetación de ribera a la escala de cuenca (Giller y Malmqvist, 1998). Un componente clave del ciclo hidrológico, directamente relacionado con el clima, es el régimen natural de caudales, el cual, a su vez, determina los diferentes tipos de cursos de agua. Los efectos climáticos como las áreas de sombra pluviométrica en la zona de sotavento de las montañas crean, localmente, condiciones semiáridas estacionales en muchas cuencas hidrográficas del sur de Europa y, en algunos casos extremos, pueden llegar

a crear sistemas fluviales temporales muy particulares (ramblas) (Salinas *et al.*, 2000). Estos ríos temporales no se deben confundir con los torrentes alpinos, aunque el comportamiento torrencial puede ser común en los cursos de agua efímeros e intermitentes. En otros casos, las condiciones climáticas pueden crear sistemas fluviales estables, con un comportamiento hidrológico más sencillo y predecible que el que se observa en los ásperos ambientes semiáridos o de tipo mediterráneo (Décamps y Décamps, 2002). Es de esperar que los ríos con caudales permanentes tengan un área de vegetación de ribera más amplia y desarrollada que los ríos intermitentes.

Hidrología

El régimen natural de caudales se considera la gran fuerza estructurante en los sistemas fluviales y afecta enormemente a la vegetación de ribera (Poff *et al.*, 1997). Son los caudales circulantes los que determinan la forma del medio fluvial; debido a su variabilidad espacial y temporal, en última instancia, afecta al tamaño, la forma, la estructura y la extensión de la vegetación de ribera. Las características del caudal que afectan al área de ribera son las siguientes: la magnitud, la frecuencia, la tasa de cambio, la duración, la estacionalidad y la permanencia (Nilsson y Svedmark, 2002).

Los regímenes de las perturbaciones hidrológicas, como las inundaciones, son muy importantes para la vegetación de ribera. Recientemente, se ha utilizado esta idea como un criterio importante para establecer los límites de las áreas de ribera mediante la definición práctica de una "zona expuesta a inundaciones" (Verry *et al.*, 2004). Las inundaciones con magnitudes y frecuencias diferentes afectan a cada uno de los componentes de orilla y de ribera de forma diferente. Se ha utilizado una jerarquía espacio-temporal para interpretar la estabilidad relativa de las formaciones de ribera que se ven

influidas por las inundaciones (Hughes, 1997). Las crecidas de gran magnitud determinan los grandes rasgos geomorfológicos, como la creación de nuevos cauces o humedales ripícolas; las crecidas menores afectan individualmente a algunas especies (figura 2.1.6.). Por tanto, la hidrología, especialmente el régimen de caudales superficiales, determina los procesos ecológicos y sucesionales que afectan a las comunidades de ribera (Nilsson y Svedmark, 2002).

La disponibilidad de agua es crítica para las plantas higrófilas, es decir, plantas que están adaptadas a un contenido de humedad en el suelo relativamente alto o constante, el cual suele manifestar una alta variabilidad espacio-temporal. Temporalmente, la disponibilidad de agua puede abarcar desde la inmersión total durante las crecidas hasta la desecación y ausencia total de agua. La disponibilidad de agua está asociada al caudal, es decir, a la altura y duración de la inundación, y a las condiciones edáficas y geológicas locales. Aunque la acción de las aguas superficiales es importante durante las crecidas, las áreas de ribera mantienen una conexión con los recursos hídricos subterráneos de la cuenca vertiente.

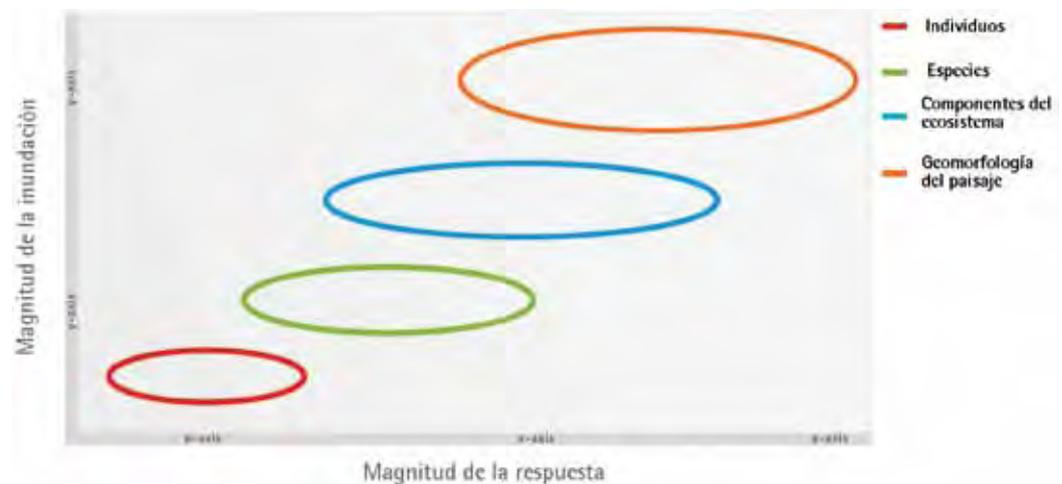


Figura 2.1.6 Representación simplificada que muestra la relación general entre la magnitud de la inundación y el número de variables ripícolas que se ven afectadas (modificado de Nilsson y Svedmark 2002).

Geomorfología

La forma y los procesos hidro-geomorfológicos son unos de los factores más importantes en la determinación de los patrones de distribución de la vegetación leñosa de ribera. De hecho, existe una estrecha relación interdependiente entre las formas del relieve fluviales, sus procesos geomorfológicos y la vegetación de ribera (Gordon *et al.*, 2004; Hupp y Osterkamp, 1996; Hickin, 1984). La vegetación también influye enormemente en la geomorfología del río. La vegetación leñosa puede afectar, en gran medida, a los índices de erosión y deposición y puede estar

estrechamente vinculada a la estabilidad global de las formas y estructuras fluviales (Naiman *et al.*, 2005). Un aspecto muy importante que afecta a la estabilidad del cauce es el aporte de residuos leñosos de gran tamaño (Gurnell y Gregory, 1995). La acumulación de grandes troncos modifica notablemente los rasgos geomorfológicos del río, ya que fomenta la retención de sedimentos. Normalmente, los estadios de sucesión de la vegetación de ribera son un buen indicador de las formas de relieve específicas y, también, de las condiciones generales hidro-geomorfológicas.

Biogeografía

Finalmente, la biogeografía también es un generador de cambio "histórico" importante en la formación de la composición y la estructura de la vegetación de ribera. La influencia de los cambios históricos en la geografía y en las barreras biológicas para la dispersión causadas por acontecimientos geológicos (p. ej. glaciaciones) determina el conjunto de especies disponibles presentes en un área de ribera dada. Los efectos diferenciadores de las grandes alteraciones climáticas sobre la biota han tenido un fuerte impacto en el conjunto de especies que han colonizado las áreas de ribera (Nilsson y Svedmark, 2002). Además, los atributos del bosque de ribera (como su estructuración en bosquetes y su resiliencia)

son altamente dependientes de las características de la biología de las especies presentes (Aguar y Ferreira, 2005). La contribución de la teoría biogeográfica (como la biogeografía de islas) no ha sido probada adecuadamente en los sistemas de ribera, pero puesto que los ecosistemas de ribera degradados están fragmentados artificialmente, pueden actuar como "islas" y variar con respecto a su tamaño y aislamiento relativo de otras áreas forestales contiguas (Holl y Crone, 2004). Desde que se ha probado que la dinámica de las comunidades vegetales opera a través de múltiples escalas, es importante considerar los efectos biogeográficos a escala regional en la vegetación de ribera (Richardson *et al.*, 2007).

Perturbaciones de origen antrópico que afectan a la vegetación de ribera

La vegetación de ribera también es un indicador importante del estado de conservación de los corredores fluviales. Como comunidad biótica que es, integra las condiciones ecológicas y las presiones antrópicas y las expresa a través de diferentes escalas temporales y espaciales y, por tanto, puede

ser útil para la evaluación ambiental (Ferreira *et al.*, 2002; Munné *et al.*, 2003). Ésta es la razón por la que se debería hacer un gran esfuerzo por comprender las respuestas básicas de la vegetación a las perturbaciones antrópicas de forma individual y combinadas.

Perturbaciones hidrológicas y geomorfológicas

Las perturbaciones antrópicas de los cursos de agua, especialmente en lo que concierne a la hidrología y a la geomorfología, pueden tener graves repercusiones en la vegetación de ribera. Con la proliferación de las grandes presas, la extracción de agua a gran escala y la navegación, la pérdida de "conectividad" fluvial se convierte en un serio problema para las áreas de ribera. Las presas no sólo inundan grandes extensiones de bosque de ribera, también interrumpen el corredor longitudinal utilizado por las plantas, reduciendo y alterando gravemente su dispersión natural (Nilsson y Svedmark, 2004; Pringle, 1998). La manipulación de los regímenes hidrológicos a través de obras de irrigación y estructuras de encauzamiento ha desconectado los ríos de sus llanuras de inundación adyacentes (Thomas, 1996). El resultado es una fragmentación artificial de las comunidades vegetales donde anteriormente había un *continuum* lineal que interactuaba longitudinal y lateralmente. En ausencia de una alternancia regular de inundaciones y estiajes acusados, las comunidades de plantas aluviales pueden desaparecer (Rood y Mahooney, 1990) o desarrollarse hacia comunidades forestales zonales; por ejemplo, los bosques mixtos de ribera de robles y fresnos o de robles y olmos pueden degenerar en un bosque de robles y carpes (Hügin, 1980 [1984]).

La fragmentación y el aislamiento de las áreas de ribera del cauce (encauzamiento de ríos) o la interrupción de la continuidad longitudinal (construcción de presas) son problemas complejos y, a menudo, es difícil predecir sus efectos en las comunidades vegetales de ribera. Cuando las comunidades de ribera se desconectan de sus ríos no reciben ni liberan propágulos en los niveles que se dan en condiciones naturales (Nilsson y Svedmark, 2002), se aíslan más del paisaje circundante y, normalmente, la diversidad global decrece (Nilsson y Berggren, 2000; Aguiar y Ferreira, 2005). Los efectos acumulativos y sinérgicos causados por la desecación progresiva y la fragmentación pueden reducir la diversidad de especies y la diversidad estructural. La fragmentación del bosque se puede asociar a la simplificación estructural que puede tener graves consecuencias para la biodiversidad local y paisajística. La fragmentación de ciertos hábitats forestales y la reducción de propiedades estructurales dentro de los bosques (p. ej. disminución de árboles viejos y de madera muerta, caída o en pie, o pérdida de ciertas especies arbóreas) son problemas importantes que también afectan a la integridad ecológica de las áreas ripícolas.

Explotación forestal, agrícola y ganadera

La combinación de las actividades forestal y agrícola ha perturbado extensamente las áreas de ribera en la mayoría de los valles fluviales en el hemisferio norte (NAS, 2002; Anglestam, 1996). La agricultura y, en muchos casos, las extracciones forestales también son responsables de la contaminación química, la erosión excesiva, la eutrofización y la colmatación de las áreas de ribera. La silvicultura moderna también ha degradado los bosques fluviales mediante perturbaciones severas en la composición de especies (especialmente en las plantaciones de árboles en las planas aluviales). El pastoreo, concretamente, en regiones semiáridas como en la región mediterránea,

tiene un efecto desproporcionado sobre las áreas de ribera, porque el ganado tiende a concentrarse en la franja ripícola, que proporciona sombra, agua y forraje (Kauffman y Krueger, 1984). A la inversa, una liberación total de las presiones ejercidas por el ganado ungulado (salvaje y doméstico) puede crear problemas de conservación en los hábitats forestales, pues una regeneración rápida de plantas leñosas causa una pérdida de muchos hábitats abiertos (praderas inundables, otros) y puede provocar una pérdida global en la riqueza de especies en las áreas de ribera (Benstead *et al.*, 1999).

Impactos industriales, urbanos y de actividades recreativas

La minería, la regulación fluvial para el transporte y el desarrollo urbano tienen impactos que se extienden a lo largo de las riberas. Como la vegetación es reemplazada por superficies impermeables (carreteras, edificios, fábricas, aparcamientos, etc.), la infiltración, la recarga de los acuíferos y la

hidrología natural se ven modificadas. Finalmente, las actividades recreativas son un problema local, ya que las construcciones inadecuadas y construidas sin cuidado y los paseantes pueden degradar seriamente los valores estéticos y de biodiversidad de importantes áreas de vegetación ripícola.

Especies exóticas

Las áreas de ribera se han visto alteradas por una "contaminación biológica" suave creada por el establecimiento de especies de plantas no nativas o exóticas. Los ecosistemas fluviales están altamente expuestos a la invasión de las especies de plantas exóticas y esto se debe, en primer lugar, a su dinámica hidrológica y su fisiografía; los ríos actúan como vías de transporte para la dispersión de propágulos, y quedan especialmente expuestos a invasiones tras sufrir perturbaciones de origen antrópico (Naiman, 1998; Nilsson y Berggren, 2000; Aguiar *et al.*, 2001). Las siguientes definiciones con respecto a las especies exóticas y sus efectos están basadas en Richardson y colaboradores (2007). Las "plantas exóticas" incluyen todas las plantas no nativas que se encuentran en un sitio debido a una "introducción", lo que significa que dicha especie ha sido transportada por los seres humanos a través de una barrera biogeográfica principal. La "naturalización" tiene lugar cuando una especie no nativa llega a establecerse ampliamente,

cuando sobrepasa las restricciones abióticas y bióticas para sobrevivir y supera también algunas barreras para reproducirse. La "invasión" supone que se ha dado una dispersión y establecimiento de descendencia capaz de reproducirse en áreas distantes de los puntos donde se han introducido. Las especies exóticas invasoras que cambian el tipo, las condiciones, la forma o la naturaleza de los hábitats naturales en áreas importantes se pueden denominar "transformadoras". Normalmente, sólo un pequeño porcentaje de especies invasoras son transformadoras – en el sur de Europa, las especies características son la caña (*Arundo donax*) y la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*). Finalmente, un problema importante que está asociado también a la introducción de especies exóticas es la introducción de patógenos (como los hongos) que pueden causar daños importantes a las especies nativas (Tsopelas, 2004).

Conclusiones e implicaciones para la conservación

Los ecotonos de ribera y, especialmente, sus bosques están entre los elementos paisajísticos con una de las historias de perturbaciones antrópicas más larga entre todos los tipos de hábitats europeos (Wenger *et al.*, 1990). Durante el Neolítico, las sociedades humanas ya habitaban y modificaban las vegas bajas de los ríos; los bosques aluviales han sido pastoreados, clareados, quemados y transformados en praderas o en tierras de cultivo extensivo durante muchos siglos. Esta fragmentación y las perturbaciones a gran escala en las áreas de ribera, han llevado a grandes

cambios enormes que han afectado los corredores fluviales en su totalidad (Brown *et al.*, 1997; Nilsson y Berggren, 2000). A pesar de esta historia de extensas modificaciones antrópicas, estas formaciones son increíblemente resilientes (Angelstam, 1996, Naiman *et al.*, 2005). La combinación de las perturbaciones naturales y antrópicas crea, a menudo, heterogeneidad en los bosques relictos de ribera. En los paisajes culturales es difícil definir cuáles son los mejores caminos para la gestión y/o restauración con fines de conservación (Grove y Rackham, 2001).

La heterogeneidad de los elementos de ribera, sus complejas asociaciones y la diversidad en planes de gestión pueden crear controversia y complicar la formulación de generalizaciones sólidas para promocionar la gestión para la conservación (Keith y Gorrod, 2006; Décamps y Décamps, 2002).

En Europa, las llanuras de inundación y los bosques de ribera se cuentan entre los ecosistemas naturales más amenazados (Angelstam, 1996; Prieditis, 1999; Tockner y Stanford, 2002). Por tanto, en las décadas por venir, se ha de prestar atención a la preservación de lugares de alto valor ecológico y a las iniciativas de restauración (cf. Géhu, 1980 [1984]; Henrichfreise, 1996, 2001; Hügin y Henrichfreise, 1992; SNW, 2000). La delimitación de "franjas de amortiguación" protectoras ha sido un aspecto relevante y comúnmente aplicado en las políticas de protección ambiental, aunque es difícil generalizar "recomendaciones" de anchuras de protección con vegetación natural, ya que las formaciones de ribera son muy heterogéneas (Broadmeadow y Nisbet, 2004; Rodewald y Bakermans, 2006). En muchos casos, todavía es posible regenerar y renaturalizar áreas de ribera alteradas mediante la protección y la restauración de los regímenes naturales de caudales (desmantelando embalses y presas). Si se deja que los bosques de ribera se desarrollen libremente, éstos pueden alcanzar una apariencia natural en unos 60-80 años, mucho más rápido que los 200 años o más que le cuesta a un bosque en suelos más secos (Szczepanski, 1990; Angelstam, 1996). Pero,

debido a la necesidad de restaurar la hidrología y la geomorfología si se desea realizar una restauración rigurosa, son necesarios enfoques innovadores y pragmáticos en los proyectos de restauración ecológica.

Desgraciadamente, gran parte del bienintencionado trabajo de restauración de la vegetación de ribera se está promoviendo "con poco conocimiento de su estructura y funcionamiento naturales" (Ward *et al.*, 2001), lo que significa que los errores de planteamiento pueden llevar a iniciativas de restauración o de gestión frustradas (Wissmar y Berschta 1998). Muchos proyectos de restauración fracasan o son una contribución realmente pobre para la conservación, especialmente en un sentido coste/beneficio, y esto se debe, a menudo, a la comprensión insuficiente de las condiciones naturales (condiciones de referencia) y a su funcionamiento natural. Es muy importante que los profesionales de la conservación y las autoridades de gestión cuenten con una comprensión profunda de la historia natural de la región, así como de la ecología de las formaciones vegetales de ribera, para ser capaces de interpretar las influencias de los procesos naturales y antrópicos en sus diferentes escalas espaciales (hábitat, tramo del río, cuenca fluvial y región) (Robinson *et al.*, 2002; Richardson *et al.*, 2007). En otras palabras, es necesaria una mejor comprensión del funcionamiento de la vegetación de ribera de una región específica para ser capaces de gestionar y conservar los espacios naturales de forma eficaz, dinámica e integral.

Bibliografía

Aguar FC, Ferreira MT (2005) Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32:30-41

Aguar FC, Ferreira MT, Albuquerque A (2005) Patterns of exotic and native plant species richness and cover along a semi-arid Iberian river and across its floodplain. *Plant Ecology* 184:189-202

Aguar FC, Ferreira MT, Moreira I (2001) Exotic and native vegetation establishment following channelization of a western Iberian river. *Regulated Rivers: Research and Management* 17:509-526

Aguar FC, Ferreira MT, Moreira IS, Albuquerque A (2000) Riparian types in a Mediterranean basin. *Aspects of Applied Biology* 58:221-232

Angelstam P (1996) The ghost of forest past- natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. En: DeGraaf RM, Miller RI (eds) *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*, 287-337. Chapman and Hall

Aronson J, Dhillon S, Le Floch E (1995) On the need to select and ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* 3:1-3

Baker TT (2005) What is a riparian area? (<http://www.cahe.nmsu.edu/riparian/WHTRIPAREA.html>)

Barker JR, Ringold PL, Bollman M (2002) Patterns of tree dominance in coniferous riparian forests. *Forest Ecology and Management* 166:311-329

- Benstead PJ, José PV, Joyce CB, Wade PM (1999) European Wet Grassland Guide. Guidelines for management and restoration. RSPB, Sandy
- Bohn U, Gollub G, Hettwer C, Neuhäuslová Z, Raus T, Schlüter H, Weber H (2004) Map of the Natural Vegetation of Europe. Scale 1:2.500.000. Interactive CD-ROM. Explanatory Text, Legend, Maps. Münster. Landwirtschaftsverlag
- Broadmeadow S, Nisbet TR (2004) The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* 8:286-305
- Brown AG, Harper D, Peterken GF (1997) European floodplain forests: structure, functioning, and management. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6:169-178
- Bunn SE, Davies PM, Mosisch TD (1999) Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41:333-345
- Campbell CJ, Green W (1968) Perpetual succession of stream-channel vegetation in a semiarid region. *Journal of the Arizona Academy of Science* 5(2):86-98
- Carbiener R (1970) Un exemple de type forestier exceptionnel pour l'Europe occidentale : la forêt du lit majeur du Rhin au niveau du fosse rhénan. (Fraxino - Ulmetum, Oberd : 53). Intérêt écologique et biogéographique. *Comparaison à d'autres forêts thermophiles. Vegetatio* 20:97-148
- Chessel D (1979) Etude des structures spatiales en forêt alluviale rhénane. II. Analyse de la dispersion horizontale monospécifique. *Ocol. Plant.* 14:361-369
- Chytry M (1998) Potential replacement vegetation: an approach to vegetation mapping of cultural landscapes. *Applied Vegetation Science* 1:177-188
- Coller van, A.L., Rogers, K.H. and Heritage, G.L., 1997. Linking riparian vegetation types and fluvial geomorphology along the Sabie river within the Kruger National park, South Africa. *African Journal of Ecology*, 35: 194 - 212.
- Corbacho C, Sánchez JM, Costillo E (2003) Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:495-507
- Cowardin LM, Carter V, Golet FC, LaRoe ET (1979) Classification of wetlands and deep water habitats in the United States. USDI Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington DC, USA
- Dawson TE, Ehleringer JR (1991) Streamside trees that do not use stream water. *Nature* 350:335-337
- Décamps H, Décamps O (2002) Ripisylves Méditerranéennes. Conservation de zones humides méditerranéennes - numéro 12. Tour du Valat, Arles
- Décamps H, Fortune M, Gazelle F, Pauto G (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1:163-173
- Décamps H, Tabacchi E (1994) Species richness in vegetation along river margins. En: Giller PS, Hildrew AG, Raffaelli DG (eds). *Aquatic Ecology: Scale, pattern and Process*, 1-20. London, Blackwell
- DeMaynadier P, Hunter M (1997) The role of keystone ecosystems in landscapes. En: Boyce MS, Haney A (eds). *Ecosystem Management*, 68-76. Yale University Press
- Dister E (1988) Ökologie der mitteleuropäischen Auenwälder. In *Die Auenwälder. Wilhelm Müncher Stiftung, Gem. Stift. für Volksgesundheit, Wandern, Natur und Heimatschutz* 19:6-26
- Ellenberg H (1988) *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K
- Ewel KC, Cressa C, Kneib RT, Lakes PS, Levin LA, Palmer MA, Snelgrove MA, Wall DH (2001) Managing critical transition zones. *Ecosystems* 4:452-460
- Ferreira MT, Albuquerque A, Aquiar FC, Catarino LF (2001) Seasonal and yearly variations of macrophytes in a Southern Iberian river. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3833-3837
- Ferreira MT, Albuquerque A, Aquiar FC, Sidorkewicz N (2002) Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Archiv für Hydrobiologie* 155(1):121-145
- Forman RTT (1995) *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Géhu JM (1980[1984]) La végétation des forêts alluviales. *Colloques Phytosociologiques* 9:1-744
- Giller PS, Malmqvist B (1998) *The biology of streams and rivers. Biology of Habitats Series*. Oxford University Press
- González-Bernáldez F, Levassor C, Peco B (1989) Landscape ecology of uncultivated lowlands in central Spain. *Landscape Ecology* 3:3-18
- Goodwin CN (1999) Fluvial classification: Neanderthal necessity or needless normalcy. En: *Wildland Hydrology*, Olsen DS, Potyondy JP (eds) American Water Resources Association, 229-236. TPS-99-3, Herndon, Virginia, USA
- Gordon ND, Macmahon TA, Finlayson B, Gippel CJ, Nathan RJ (2004) *Stream hydrology - an introduction for ecologists* (2nd Ed). John Wiley & Sons
- Gradstein SR, Smittenberg JH (1977) The hydrophilous vegetation of Western Crete. *Vegetatio* 34:65-86
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540-551
- Grove AT, Rackham O (2001) *The Nature of Mediterranean Europe: an Historical Ecology*. Yale University Press
- Gurnell AM, Gregory KJ (1995) Interaction between semi-natural vegetation and hydrogeomorphological processes. *Geomorphology* 13:49-69
- Hansen WF (2001) Identifying stream types and management implications. *Forest Ecology and Management* 143:39-46
- Harris RR (1988) Associations between stream valley geomorphology and riparian vegetation as a basis for landscape analysis in the eastern Sierra Nevada, California USA. *Environmental Management* 12:219-228
- Harris RR (1999) Defining reference conditions for restoration of riparian plant communities: examples from California, USA. *Environmental Management* 24:55-63

- Henrichfreise A (1996) Uferwalder und Wasserhaushalt der Mittel-
elbe in Gefahr. – *Natur Et Landschaft* 71(6):246–248
- Henrichfreise A (2001) Zur Problematik von Stauhaltungen unter
besonderer Berücksichtigung der Saale. – *Nova Acta Leopoldina*, NF
84(319):149–156
- Hickin EJ (1984) Vegetation and river channel dynamics. *The Cana-
dian Geographer* 28(2):111–126
- Holl KD, Crone EE (2004) Applicability of landscape and island bio-
geography theory to restoration of riparian understory plants. *Jour-
nal of Applied Ecology* 41:922–933
- Hügin G (1980[1984]) Die Auenwalder des südlichen Oberrheintales
und Veränderung durch den Rheinausbau. En: Géhu JM (ed). *La végé-
tation des forêts alluviales. Colloques Phytosociologiques* 9:677–706
- Hügin G, Henrichfreise A (1992) Naturschutzbewertung der badis-
chen Oberrheinaue. *Vegetation und Wasserhaushalt des Rheinnahen
Waldes. Schriftenreihe für Vegetationskunde* 24:1–48
- Hughes FMR (1997) Floodplain biogeomorphology. *Progress in Phy-
sical Geography* 21:501–529
- Hughes FMR (ed) (2003) The flooded forest: guidance for policy
makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain
forests. *FLOBAR 2*, Dept. of Geography, University of Cambridge UK
- Hunter ML (1990) *Wildlife, forests and forestry – principles of mana-
ging forests for biological diversity*. Prentice Hall, Englewood Cliffs
N.J.USA
- Hupp CR, Osterkamp WR (1985) Bottomland vegetation distribution
along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Eco-
logy* 66(3):670–681
- Hupp CR, Osterkamp WR (1996) Riparian vegetation and fluvial
geomorphic processes. *Geomorphology* 14:277–295
- Innis, A, Naiman RJ, Elliott SR (2000) Indicators and assessment me-
thods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terres-
trial environments. *Hydrobiologia* 422–23: 111–131
- Johnson RR (1978) Foreword, in *Strategies for Protection and Mana-
gement of Floodplain Wetlands and Other Riparian Ecosystems*. En:
Johnson RR, McCormick JF (eds). *Gen. Tech. Rpt. WO-12*. Forest. Serv.,
U. S. Dept. Agr., Washington, D.C
- Keith D, Gorrod E (2006) The meanings of vegetation condition. *Eco-
logical Management and Restoration* 7:7–9
- Lampert W, Sommer U (1997) *Limnoecology: The ecology of lakes and
streams*. Oxford University Press, NY
- Leonard SG, Staidl GJ, Gebhardt KA, Prichard DE (1992) Viewpoint:
Range site/ecological site information requirements for classifica-
tion of riverine riparian ecosystems. *Journal of Range Management*
45(5):431–435
- Leopold L (1994) *A view of the river*. Harvard University Press
- Middleton B (1999) *Wetland Restoration: Flood Pulsing and Distur-
bance Dynamics*. John Wiley & Sons
- Minshall GW, Peterson RC, Cummins KW, Bott TL, Sedell JR, Cushing
CE, Vannote RL (1983) Interbiome comparison of stream ecosystem
dynamics. *Ecological Monographs* 53:1–25
- Mitsch W J, Gosselink JG (1993) *Wetlands* (2nd ed). Van Nostrand
Reinhold, New York
- Montgomery DR, (1999) Process domains and the river continuum.
Journal of the American Water Resources Association 35(2):397–410
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N, Rieradeval M (2003) A simple
field method for assessing the ecological quality of riparian habitat
in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and
Freshwater Ecosystems* 13:147–163
- Naiman RJ (1998) Biotic stream classification. En: Naiman RJ, Bilby
RE (eds). *River ecology and management: lessons from the Pacific
Coast Ecoregion*, 97–119. Springer
- Naiman RJ, Bilby RE, Bisson PA (2000) Riparian ecology and mana-
gement in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience* 50:996–1011
- Naiman RJ, Décamps H (1997) The ecology of interfaces: riparian
zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621–658
- Naiman RJ, Décamps H, McClain M (2005) *Riparia – ecology, conser-
vation, and management of streamside communities*. Elsevier
- National Research Council / National Academy of Sciences (NRC)
(2002) *Riparian Areas: functions and strategies for management*.
Compiled by the NRC committee on riparian zone functioning and
strategies for management (M. Brinson, Chair). National Academy
Press
- Natta AK, Sinsin B, Van Der Maesen LJG (2002) Riparian forests, a
unique but endangered ecosystem in Benin. *Bot. Jahrb. Syst.* 124:55–
69
- Nilsson C, Andersson E, Merritt DM, Johansson M (2002) Differences
in riparian flora between riverbanks and lakeshores explained by dis-
persal traits. *Ecology* 83:2878–2887
- Nilsson C, Berggren K (2000) Alterations of riparian Ecosystems cau-
sed by river regulation. *BioScience* 50:783–792
- Nilsson C, Svedmark M (2002) Basic principles and ecological conse-
quences of changing water regimes: riparian plant communities.
Environmental Management 30:468–480
- Pettit NE, Froend RH, Davies PM (2001) Identifying the natural flow
regime and the relationship with riparian vegetation for two con-
trasting western Australian rivers. *Regulated rivers: research and
management* 17:201–215
- Poff NL, Allan D, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD,
Sparks RD, Stromberg JC (1997) *The Natural Flow Regime*. *Bioscience*
47:769–784
- Poiani KA, Richter BD, Anderson MG (2000) Biodiversity conservation
at multiple scales: functional sites, landscapes, networks. *Bioscience*
50:133–146
- Pringle C (1998) Managing riverine connectivity in complex land-
scapes to protect remnant natural areas. *Verhandlungen Internationals
Verein. Limnol.* 27:1149–1164
- Prieditis N (1999) Status of wetland forests and their structural rich-
ness in Latvia. *Environmental Conservation* 26:332–346
- Radabaugh DK; Liechty HO, Guldin JM (2004) A Comparison of Ve-
getation Within and Outside Riparian Areas Bordering Ephemeral
Streams in the Ouachita Mountains. *Gen. Tech. Rep. SRS-74*. Ashe-
ville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern
Research Station

- Richardson PM, Holmes KJ, Esler M, Galatowitsh SM, Stromberg JC, Kirkman SP, Pyšek P, Hobbs PRJ (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity & Distributions* 13:126-139
- Robinson CT, Tockner K, Ward JV (2002) The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 661-677
- Rodewald AD, Bakermans MH (2006) What is an appropriate paradigm for riparian forest conservation? *Biological Conservation* 128:193-200
- Rood SB, Mahoney JM (1990) Collapse of riparian poplar forest downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management* 14(4):451-464
- Sabo JL, Sponseller R, Dixon M, Gade K, Harms T, Heffernan J, Jani A, Katz G, Soykan C, Watts J, Welter J (2005) Riparian zones increase regional species richness by harbouring different, not more, species. *Ecology* 86:56-62
- Sakio H (1997) Effects of natural disturbance on the regeneration of riparian forests in the Chichibu Mountains, central Japan. *Plant Ecology* 132:161-195
- Salinas MJ, Blanca G, Romero AT (2000) Riparian vegetation and water chemistry in a basin under semiarid Mediterranean climate, Andarax River, Spain. *Environmental Management* 26:539-552
- Scott M, Friedman JM, Auble GT (1996) Fluvial processes and the establishment of bottomland trees. *Geomorphology* 14:327-339
- Scottish Native Woods (SNW) (2000) Restoring and managing riparian woodlands. SNW, Perthshire, Scotland
- Silk N, Ciruna K (eds) (2005) A practitioner's guide to freshwater biodiversity conservation. The Nature Conservancy, Island Press, Washington, D.C.USA
- Stromberg JC (1997) Growth and survivorship of Fremont cottonwood, Goodding willow, and salt cedar seedlings after large floods in central Arizona. *Great Basin Naturalist* 57:198-208
- Stromberg JC (2001) The influence of stream flow regime and temperature on growth rate of the riparian tree, *Platanus wrightii*, in Arizona. *Freshwater Biology* 46:227-240
- Schwabe A (1989) Vegetation complexes of flowing water habitats and their importance for the differentiation of landscape units. *Landscape Ecology* 2:237-253
- Szaro RC (1990) Southwestern riparian plant communities: site characteristics, tree species distributions, and size-class structures. *Forest Ecology and Management* 33:315-334
- Swanson FJ, Kratz TK, Caine N, Woodmansee RG (1988) Landform effects on ecosystem patterns and processes. *BioScience* 38:92-98
- Szczepanski AJ (1990) Forested wetlands of Poland. En: Lugo AE, Brinson M, Brown S (eds). *Ecosystems of the World Vol. 15 - Forested Wetlands*, 437-446. Elsevier, Amsterdam
- Tabacchi E, Hauer R, Pinay G, Planty-Tabacchi A, Wissmar RC (1998) Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40:497-516
- Thomas DHL (1996) Dam construction and ecological change in the riparian forest of the Hadejia-Jama'are floodplain, Nigeria. *Land Degradation & Development* 7:297-295
- Tockner K, Stanford JA (2002) Riverine floodplains: present state and future trend. *Environmental Conservation* 29:308-330
- Tockner K, Ward JV (1999) Biodiversity along riparian corridors. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 115:293-310
- Tsopeles P (2004) The Oriental Plane's canker stain disease: a new destructive disease on the Planes of Greece. *Georgia-Ktinotrophia* 3:38-42 (In Greek)
- US Fish and Wildlife Service (US FWS) (1996) National list of vascular plant species that occur in wetlands: 1996 National Summary. (<http://www.nwi.fws.gov/bha/>)
- Uys MC, O'Keeffe JH (1997) Simple words and fuzzy zones: early directions for temporary river research in South Africa. *Environmental Management* 21:517-531
- Van de Winckel R (1964) Le Wyhlerwald, l'architecture et la dynamique d'une forêt alluviale rhénane sauvage. *Colloques Phytosociologiques* 9:19-54 (Les forêts alluviales) Strasbourg 1960
- Verry ES, Dolloff CA, Manning ME (2004) Riparian ecotone: a functional definition and delineation for resource assessment. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4:67-94
- Ward JV, Tockner K, Uehlinger U, Malard F (2001) Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers*, 17:311-323
- Wenger EL, Zinke A, Gutzweiler KA (1990) Present situation of the European floodplain forests. *Forest Ecology and Management* 33/34:5-12
- Winward AH (2000) Monitoring the vegetation resources in riparian areas. General technical report, RMRS-GTR-47. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT
- Wissmar RC, Berschta RL (1998) Restoration and management of riparian ecosystems: a catchment perspective. *Freshwater Biology* 40:571-585
- Yon D, Tendron G (1981) Les forêts alluviales en Europe. Conseil de l'Europe. Strasbourg
- Zogaris S, Hatzirassanis V, Economou AN, Chatziniolaou Y, Giakoumi S, Dimopoulos P (2007) Riparian Zones in Greece: protecting riverine oases of life. Hellenic Center for Marine Research Special Publication. Institute of Inland Waters-HCMR. Atenas

En Grecia, la vegetación de ribera es extremadamente diversa y, mientras que, por lo general, es de carácter mediterráneo, tiene un toque boreal en las montañas Rodopi, con *Alnus incana*, o transmite impresiones subtropicales al sur del Egeo, con *Phoenix theophrasti*. Además de las plantas leñosas, la vegetación de ribera comprende altos y densos cañares de especies graminoides clonales, así como plantas efímeras que colonizan en verano depósitos de grava o barro. Los bosques constan de una o pocas especies de árboles dominantes, matorrales, lianas y una variedad de hierbas dependiendo de la latitud y altitud geográficas, la topografía del valle, el régimen de inundaciones, el tipo de sedimentos y el contenido de nutrientes del suelo. En el norte, prevalecen los árboles del género *Alnus*, *Fraxinus*, *Populus* y *Salix*, mientras que más al sur, son comunes *Platanus orientalis* y las especies arbustivas como *Nerium oleander* y *Vitex agnus-castus*.

Los cursos de agua de montaña sin alteraciones hidrológicas son, por lo general, pequeños y presentan buen estado de conservación, aunque por la construcción de embalses se han fragmentado algunos valles. Muchos cursos de agua permanentes en el sur se han vuelto temporales, como resultado del decrecimiento de las precipitaciones y el incremento del consumo de agua para riego y turismo. Debido a la regulación hidrológica y a los cambios en el uso del suelo, especialmente, en los valles bajos del territorio

continental, los bosques de ribera caducifolios de *Quercus*, *Fraxinus* y *Ulmus* se encuentran en evidente peligro de extinción.

La vegetación leñosa de ribera en Grecia se encuadra en los siguientes sintáxones fitosociológicos:

- a) *Alnion incanae* (sin. *Alno-Padion*) comprende los bosques de *Alnus* en los márgenes de los ríos, principalmente, en las montañas de la mitad norte de la península, al igual que los bosques residuales caducifolios de *Quercus*, *Ulmus* y *Fraxinus* en las llanuras de inundación de los grandes ríos.
- b) *Populetalia albae*, que aparece en toda Grecia, comprende los bosques en galería de *Platanus orientalis*, y los bosques inundables de chopos (*Populus nigra*, *P. alba*) y sauces (*Salix alba*).
- c) *Salicetea purpureae*, muy extendido en el continente, incluye densas masas de sauces formadas por sauces arborescentes y arbustivos como *Salix alba*, *S. amplexicaulis*, *S. elaeagnos*, *S. purpurea*, *S. triandra* y *S. xanthicola*.
- d) *Nerio-Tamaricetea* está compuesto por matorrales de *Tamarix parviflora* y otros tarajes, *Nerium oleander*, *Vitex agnus-castus* y *Phoenix theophrasti*. Son más variados en la parte sur del continente y en las grandes islas.

Bosques de ribera de *Alnus glutinosa*

Los bosques de ribera y las galerías arborescentes de *Alnus glutinosa*, *Alnus incana* o *Salix alba* aparecen en toda la Europa nemoral. En Grecia, al igual que en gran parte de la zona mediterránea, están restringidos, principalmente, a las montañas del norte y la zona central de la península. Como se define aquí, tales bosques son equivalentes al tipo de hábitat de "bosques aluviales con *Alnus glutinosa* y/o *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)" (91E0) de la Directiva Hábitats de la UE.

Alnus glutinosa alcanza sus límites máximos al sureste de Europa en el Egeo, mientras que *A. incana* sólo se encuentra en Grecia en las montañas Rodopi,

donde aparece en rodales de bosques mixtos. La lluvia y el agua del deshielo inundan los bosques de ribera de *Alnus glutinosa* periódicamente, pero ocupan, sitios bien drenados y aireados, con suelos pedregosos o arenosos. El estrato herbáceo incluye muchas herbáceas altas como *Angelica sylvestris*, *Cardamine amara*, *Carex pendula*, *Carex remota*, *Carex sylvatica*, *Equisetum telmateia*, *Filipendula ulmaria*, *Lycopus europaeus*, *Lycopus exaltatus*, *Lysimachia punctata*, *Osmunda regalis*, *Peucedanum aegopodioides*, *Ranunculus ficaria*, *Rumex sanguineus* y *Urtica dioica*.

La estructura y las funciones de estos ecosistemas de ribera dependen del régimen de caudales. Por

lo general, las poblaciones de *Alnus* presentan una dinámica muy alta debido a las perturbaciones naturales. Los rodales existentes, o no están gestionados o, a veces, se utilizan para la extracción de leña o el pastoreo. Las actividades humanas que constituyen un peligro o una amenaza potencial para este tipo de hábitat están relacionadas con el control de avenidas, el riego y el drenaje. Las presas son los mayores impactos evidentes, pero la derivación de manantiales y riachuelos también afecta al régimen hidrológico y a las áreas de captación de agua de los bosques de *Alnus*. Este tipo de intervenciones humanas aumentan continuamente (p. ej. infraestructuras para la recreación en el Monte Itamos-Sithonia). Las plantaciones de chopos han sustituido muchos bosques de alisos mientras que otros se han drenado para convertirlos en tierras de cultivo.



Figura 2.1.1.1 *Alnus glutinosa* en los márgenes del río Aaos, Epirus. (foto: Panayotis Dimopoulos)

Bosques mixtos de ribera de *Quercus pedunculiflora*, *Ulmus minor* y *Fraxinus angustifolia*

Los bosques mixtos de ribera de árboles frondosos (*Fraxinus*, *Ulmus*, *Quercus*) se extienden por la Europa central y del sur. Están restringidos a los grandes sistemas fluviales, pero su área se ha visto ampliamente reducida debido a las regulaciones hidrológicas. Los vestigios de estos bosques en Grecia están al borde de la extinción. Forman parte del tipo de hábitat "Bosques mixtos de ribera de *Quercus robur*, *Ulmus laevis* y *U. minor*, *Fraxinus excelsior* o *F. angustifolia* de los grandes ríos" (91F0). El subtipo balcánico que aparece en Grecia corresponde a *Leucojo-Fraxinetum angustifoliae*.

En Grecia, las especies arbóreas más importantes de este tipo de bosque son *Quercus pedunculiflora*, *Fraxinus angustifolia* (con dos subespecies), *Ulmus minor* (con dos subespecies) y *U. procera*. El sotobosque está bien desarrollado, con *Aegopodium podagraria*, *Leucojum aestivum*, *Ranunculus ficaria*, *Silene cucubalus*, *Solanum dulcamara* y *Urtica dioica*. Los bosques que están bien conservados (que, en Grecia son, por lo general, pequeños) son ricos en lianas, como *Humulus lupulus*, *Periploca graeca*, *Vitis vinifera*, *Tamus communis*.

Antes de la regulación fluvial y la disminución de los niveles de agua, los valles de los ríos más grandes se

inundaban regularmente. En sitios sin alteraciones antrópicas, la dinámica de este tipo de hábitat es enorme, dependiendo del régimen de inundaciones. Existe un aporte y acumulación considerable de limos fértiles que vuelven el hábitat muy productivo y favorece la producción de altas cantidades anuales de biomasa, sobre todo, en el estrato herbáceo.

Estos bosques han sufrido un intenso impacto humano que ha influido en las condiciones de los hábitats y el régimen hídrico, como la disminución del nivel freático. El bosque mismo ha sido talado, principalmente, para extender las tierras de cultivo. También es común el pastoreo. Los bosques actuales son vestigios de un bosque de ribera extinto, mucho más grande y extenso. Los pocos rodales que quedan son muy pequeños y sufren los impactos de las áreas agrícolas adyacentes. Las amenazas más severas todavía tienen su origen en los cambios en el régimen de caudales y, concretamente, en la falta de inundación y en el descenso del nivel del agua, debido a la regulación fluvial. Los bosques mixtos de ribera son ecosistemas muy frágiles y se deben considerar como los hábitats forestales más amenazados de Grecia.



Figura 2.1.1.2 Bosque mixto de ribera con *Fraxinus angustifolia* y *Quercus pedunculiflora* en el bosque de Argios-Varnavas (foto: Arantxa Prada. Véase el capítulo 5.3)

Bosques de *Salix* y *Populus*

Los bosques de ribera estratificados de *Salix* y *Populus* están repartidos por toda Europa y, más allá, en Asia y en el Cercano Oriente. Sin embargo, es raro que cubran areales extensos, especialmente, en el Mediterráneo. Los sauces arborescentes (en Grecia, exclusivamente, *Salix alba*) y los chopos altos (en Grecia, *Populus alba* y *Populus nigra*) dominan, normalmente, en los márgenes arenosos y pedregosos. Los sauces arbustivos (*Salix amplexicaulis*, *S. elaeagnos*, *S. purpurea*, *S. triandra* y *S. xanthicola*; los últimos están restringidos al noreste) forman pequeños manchones en los lechos de los ríos y en los bancos de grava. Estos bosques y matorrales corresponden al tipo de hábitat "galerías de *Salix alba* y *Populus alba*" (92A0) tal y como se define en el Anexo I de la Directiva de Hábitats de la UE.

Generalmente, los densos matorrales de sauces no están gestionados. Tanto en el pasado como actualmente, se han degradado y eliminado en los deltas de los ríos y en las riberas de los lagos, donde el reclamo de la tierra para cultivos agrícolas y plantaciones de chopos, así como para la extracción de grava y arena han reducido su área de distribución irreversiblemente. Estos espacios también se utilizan para el pastoreo y la caza. La gestión de estos bosques debe centrarse en su protección.

Este tipo de hábitat está entre los más amenazados, en particular, donde los bosquetes arborescentes aparecen en los deltas, desembocaduras de los ríos y en las riberas de los lagos. Es sensible a los

cambios del balance hídrico, a la contaminación del agua y se ve afectado por el riego y el drenaje. La gestión hidrológica, la construcción de carreteras y edificaciones a lo largo de los cursos de agua y lagos han degradado o destruido muchos rodales, a menudo, irreversiblemente. Junto con el clareo para fines agrícolas (después del drenaje) y para plantaciones de cultivos de chopos de crecimiento rápido, la gran parte del área de este tipo de hábitat ha sido transformada y reducida. Otras amenazas severas son las grandes extracciones de arena y grava. La degradación por el cambio en el nivel de agua o el régimen de inundaciones o por la contaminación hídrica favorece la difusión/diseminación de especies en el hábitat y mantiene las especies invasoras.



Figura 2.1.1.3 Denso bosque en galería de *Salix purpurea* y *S. alba* en las graveras del río Voidomatis Epirus (foto: Erwin Bergmeier).

Para su preservación, es esencial mantener o restaurar el régimen natural de inundaciones en las riberas de los ríos y lagos. Debería prohibirse las extracciones de arena y grava a gran escala, así como las plantaciones de especies exóticas como los cultivos de *Populus* y *Eucalyptus*. También se debería prohibir el claro y la

tala de los bosques de ribera. Grecia es de los pocos países europeos en donde el régimen natural de inundaciones se encuentra inalterado en, al menos, algunos de sus ríos principales (Aaos, Evros, Pinios). Todo el recorrido de estos ríos debería convertirse en reservas naturales.

Bosques de *Platanus orientalis*

Los bosques de *Platanus orientalis* tienen su área de distribución en el este del Mediterráneo. *Platanus orientalis* forma bosques en galería a lo largo de los cursos de agua permanentes y temporales y en los barrancos de Grecia, Sicilia y el sur de los Balcanes. En la península y los archipiélagos griegos, colonizan los depósitos aluviales inestables de los grandes ríos, los depósitos de grava o cantos rodados de los arroyos temporales o permanentes, manantiales y, en particular, el fondo de los barrancos encajados y sombreados, donde constituyen comunidades ricas en especies. En el anexo I de la Directiva de Hábitats de la UE, los bosques de plátanos están catalogados como tipo de hábitat 92C0: "bosques de *Platanus orientalis*".

Los bosques en galería de *Liquidambar orientalis* también pertenecen a este apartado. *Liquidambar orientalis* se encuentra, además de en el suroeste de Anatolia, sólo en el Valle Petaloudes, en Rodas, con un sotobosque mal desarrollado y en cuyo suelo domina *Adiantum capillus-veneris* en las áreas húmedas. Este bosque alberga una única población de la mariposa euplagia, *Callimorpha quadripunctaria*.

Con frecuencia, *Platanus* está asociado en el sur con *Nerium oleander* y con especies de *Salix* en el norte. Son lianas comunes *Vitis vinifera*, *Tamus communis* y *Smilax aspera*. Entre las herbáceas más características se encuentran *Carex pendula*, *Equisetum telmateia*, *E. arvense*, *E. ramosissimum*, *Hypericum hircinum* y *Melissa officinalis*.

El valor ecológico de los bosques de *Platanus* no puede ser pasado por alto, debido a sus beneficios medioambientales en la prevención de la erosión, la estabilización de márgenes, la retención de agua y de materiales sólidos, la conservación de la calidad del

suelo y la preservación de las condiciones climáticas locales. En lo que concierne a la biodiversidad, su valor está relacionado con su papel como proveedor de refugio (constituyen biotopos únicos para muchos animales, pero también para especies higrófilas), su función de corredor ecológico a escala de paisaje y su contribución al carácter de mosaico del paisaje. Además, sus valores estético y recreativo son muy apreciados.

Los bosques de *Platanus orientalis* no están gestionados hoy en día, excepto para el pastoreo, aunque a menudo han sido desmochados para alimentar a los animales. El vertido de residuos y la tala siguen siendo hoy en día impactos muy importantes. Debido a su gran valor ecológico, la gestión de estos lugares debería ser exclusivamente de carácter protector. El estatus de conservación de



Figura 2.1.1.4 Bosque en galería de *Platanus orientalis* (foto: Erwin Bergmeier).

los bosques de *Platanus orientalis* es favorable en la mayoría de los hábitats. Los bosques de plátanos dependen, al menos, de caudales de agua temporales

y, por esto, son sensibles a los cambios hidrológicos (derivación de agua, construcciones en el cauce, embalses) y a la contaminación hídrica.

Arbustedas termomediterráneas con *Nerium oleander*

Las arbustedas de ribera termomediterráneas aparecen principalmente al sur y este de la Península Ibérica, localmente al este de Provenza, Liguria y Córcega, al sur de Italia, Cerdeña y Sicilia, al sur y oeste de Grecia, los archipiélagos del Egeo y Jónico, y Creta. Fuera de Europa, este tipo de hábitat aparece en muchas partes del este del Mediterráneo, el Norte de África y Mesopotamia. En Grecia, en la mayoría de los casos, estas formaciones están dominados por *Nerium oleander* o *Vitex agnus-castus*, más raramente por especies de *Tamarix* y, sólo en el sur y este de Creta, por la palmera arborescente *Phoenix theophrasti*. Las arbustedas termomediterráneas corresponden al tipo de hábitat "Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos" (92D0), pero los palmerales están incluidos en el tipo de hábitat "Palmerales de *Phoenix*" (9370), que aparecen sólo en las Islas Canarias (*Phoenix canariensis*) y Creta. *Phoenix theophrasti* aparece sólo en Creta y en el suroeste de Anatolia. En Grecia, entre las gramíneas más comunes en estos dos tipos de hábitats se encuentran *Juncus heldreichianus*, *Saccharum ravennae* y *Scirpoides holoschoenus*. *Rubus sanctus* es un matorral común en las riberas.

Los tipos de vegetación que albergan *Nerium oleander* abarcan un amplio espectro ecológico. Los suelos pueden ser salobres o estar influidos por aguas de manantiales. Los períodos de saturación de agua del suelo pueden ser estacionales o permanentes y los suelos limosos, arenosos o, a menudo, pedregosos. Se desarrollan en hábitats secos si se compara con los bosques de *Salix*, *Populus* y *Platanus*. El hábitat juega un papel importante en la fisionomía de los paisajes del sur donde los bosques son escasos y constituyen un componente estético importante. En las Islas del Mar Egeo, aumentan especialmente la diversidad del paisaje, indican la presencia de agua y ofrecen refugio en el paisaje abierto, seco y, a menudo, desértico, que rodea a estos hábitats húmedos.

Los humedales de *Nerium* dan cobijo a especies de aves migratorias y forman un hábitat para otras especies de humedales de la fauna del Mediterráneo oriental. No se ha puesto en práctica ninguna medida de gestión para estas unidades de vegetación, pero deberían tener como objetivo la conservación y mejora de los hábitats donde existiera esta necesidad. Generalmente, el estado de conservación del hábitat dentro de su área de distribución es favorable. Puesto que las comunidades de plantas dependen del agua, son sensibles a los cambios de las condiciones hidrológicas. Sin embargo, muchos rodales desaparecen debido a la manipulación de las aguas subterráneas o a la contaminación por el vertido de basuras. Con frecuencia, las especies nitrófilas invaden sitios alterados con un nivel de agua decreciente. En algunos hábitats, se procede a la quema de la vegetación con el objetivo de aumentar el área de tierra para cultivos agrícolas, pero *Tamarix* y *Nerium* se regeneran después de los incendios.



Figura 2.1.1.5 *Phoenix theophrasti*, palmera endémica del sur del Egeo que puebla típicamente las desembocaduras de los ríos costeros del suroeste de Anatolia y Creta; en la foto, desembocadura del Megalou Potamos cerca de Preveli (foto: Erwin Bergmeier).

Todos los bosques ribereños peninsulares quedan agrupados en las clases fitosociológicas *Quercus-Fagetea* y *Nerio-Tamaricetea*, en las que el orden *Populetalia albae* es el que mayor número de asociaciones vegetales ibéricas comprende; otros órdenes son *Salicetalia purpureae* y *Tamaricetalia*. Los bosques ribereños de Europa occidental ocupan suelos más o menos encharcados, dependiendo de las fluctuaciones del caudal de los ríos y son suelos que se caracterizan por estar gleyzados.

Los bosques ribereños del orden *Populetalia albae* se desarrollan tanto en la región mediterránea como en la eurosiberiana. En la región mediterránea son frecuentes el fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*) y otras especies arbóreas como olmos, chopos, almeces, etc. Sin embargo, en la región eurosiberiana se hacen dominantes el fresno excelso (*Fraxinus excelsior*) y otras especies de óptimo

eurosiberiano. Son comunes en las dos regiones ciertas especies herbáceas como el lúpulo (*Humulus lupulus*), la nueza blanca (*Bryonia dioica*), la hierba jabonera (*Saponaria officinalis*), el purgacabras (*Cucubalus baccifer*), la dulcamara (*Solanum dulcamara*).

Una ordenación de tipo práctico sería la que agrupa las formaciones vegetales de las riberas según el nombre del tipo de bosque que encontramos (Sánchez Mata y de la Fuente, 1985), así podemos diferenciar:

- a) Choperas
- b) Olmedas
- c) Fresnedas
- d) Alisedas
- e) Saucedas
- f) Tarayales

Choperas

En este tipo se incluyen los bosques denominados choperas y alamedas en función de que el árbol dominante sea el chopo *Populus nigra* o el álamo *Populus alba*. Estos bosques se encuentran en la región Mediterránea, en los fondos de valle asentados sobre suelos aluviales profundos y gleyzados y cercanos a los cursos de ríos y arroyos, pero no necesariamente en contacto directo con el agua. Soportan incluso períodos de sequedad durante los meses de verano. Colonizan las bandas próximas de los cauces no expuestos totalmente a la sumersión pero sí influidos por el nivel de agua freática. Los suelos donde se desarrollan suelen ser limoso-arenosos y ricos en carbonato cálcico.

Se puede observar, en muchos casos, que el territorio está ocupado por chopos de origen antrópico, lo que da lugar a un cambio profundo en la comunidad original, tanto cuando sustituye a los álamos como al chopo nativo, pues normalmente se utilizan especies y variedades no autóctonas. En general, las alamedas se encuentran en regiones más secas de menor altitud, como son los ejes principales de los grandes ríos de la meseta; sin embargo, dentro de este tipo de bosque hay variaciones más higrófilas y más xerófilas.



Figura 2.1.2.1 Galería de *Populus nigra* a través de un paisaje Mediterráneo (foto: J. Vicente Andrés)

Las choperas, en su máximo desarrollo, pueden llegar a presentar tres estratos superiores. El primer estrato se compone de chopos o álamos de hasta 30 m de altura, el segundo está constituido por árboles de menor altura que el anterior, como *Fraxinus angustifolia* y *Ulmus minor*, y el tercero está formado por arbustos (*Cornus sanguinea*, y *Ligustrum vulgare* por ejemplo). También suele estar presente un estrato herbáceo donde dominan los hemicriptófitos y geófitos (*Arum italicum*, *Ranunculus ficaria*, *Symphytum tuberosum*, etc.).

Existen ligeras diferencias entre las alamedas de influencia más mediterránea (*Vinco-Populetum albae*) y las situadas más en el interior de la Península de tipo continental (*Rubio-Populetum albae*) en su comportamiento y en su composición florística.

En las orillas de los ríos del piso bioclimático mesomediterráneo, en las zonas más próximas al mar Mediterráneo, se encuentra lo que Folch (1986) llama la alameda litoral. Este tipo bosque de ribera se enriquece en su composición con especies leñosas como *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor*, *Crataegus mongyna*, *Coriaria myrtifolia* o *Rubus ulmifolius* y un estrato herbáceo formado por *Vinca diformis*, *Arum italicum* y *Rubus Cassius*, entre otras.

En las áreas más continentales del interior de la Península Ibérica, en el piso mesomediterráneo de las provincias corológicas castellano-maestrazgo-manchecha y aragonesa, se encuentran alamedas de aspecto más xérico que las anteriores, pero de estructura semejante. Presentan un número menor de especies de óptimo atlántico y, por el contrario,

son comunes sauces (*Salix neotricha*), regaliz (*Glycyrrhiza glabra*) y la rubia (*Rubia tinctorum*). Generalmente, estas alamedas (asociación de *Rubia tinctorum* y *Populus alba*) se encuentran en contacto hacia zonas de nivel superior de los ríos con estiaje completo como el Ebro, con las olmedas. En ocasiones, directamente con las series climatófilas de la encina, cuando el suelo se torna más seco.

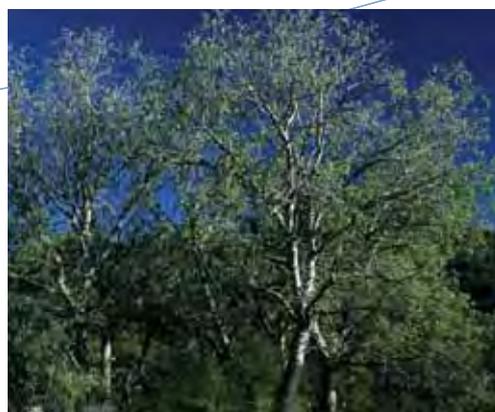


Figura 2.1.2.2 Rodal de *Populus alba* (foto: Olga Mayoral y M. Ángel Gómez)

Olmedas

Las olmedas y fresnedas constituyen los bosques riparios de mayor extensión propios de las vegas o niveles superiores de las riberas, en los que el nivel freático se mantiene cercano a la superficie del suelo tan sólo durante las épocas de las lluvias o de avenidas, pero desciende acusadamente en los meses de verano provocando una desecación parcial de los horizontes superficiales. El atenuado déficit hídrico favorece la estrategia de los árboles caducifolios y la presencia en el sotobosque de especies propias de los bosques caducifolios zonales.

Esta disposición en las partes más altas de taludes, terrazas y bandas hace que estos bosques establezcan contacto con robledales mixtos. Esta estructura vegetal se desarrolla sobre suelos profundos, húmedos, pero no tanto como las choperas. En general se hacen dominantes los fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y olmos (*Ulmus minor s.l.*). La estratificación del bosque suele estar constituida por un dosel arbóreo de hasta 20-30 m de altura; un

estrato microfanerofítico y lianoide y, por último, un estrato de hemicroptófitos y geófitos.

Se pueden distinguir tres tipos de olmedas: las de zonas continentales peninsulares, en los pisos meso y supramediterráneo, las de fondos de valle y torrenteras de los pisos bioclimáticos meso y supramediterráneo, ya en clara transición con el piso montano, y las de los territorios más xéricos del sur de Valencia.

Las primeras están formadas generalmente por chopos negros, olmos, fresnos y, en ocasiones, cuando el suelo es arenoso, suelen aparecer alisos; asimismo, es frecuente la presencia de geófitos, como los rayos (*Arum italicum*). En general, estas olmedas ocupan los suelos frescos, fértiles, de buena permeabilidad y textura arcillosa, y que han sufrido una profunda alteración antrópica, por ser suelos de muy buena calidad para el cultivo de hortalizas y frutales de riego.

Las olmedas de la región eurosiberiana se encuentran enriquecidas en elementos propios de la región, como *Carex sylvatica* subsp. *pauii*, *Acer campestre*, etc.

Las olmedas más mediterráneas, relativamente resistentes a largos períodos de sequedad, son bosques muy pobres, siendo muy común la presencia de un tapiz de yedra (*Hedera helix*). Estas olmedas contactan con choperas en la llanura del piso mesomediterráneo o con las series climatófilas de la encina hacia áreas más secas. Actualmente, es difícil encontrar estas formaciones, aunque pueden verse en dos situaciones ecológicas diferentes (Lara et al., 1996), ocupando cauces de los arroyos y ríos de menor caudal y más profundo estiaje, en zonas en donde la insuficiente aportación hídrica no permite la instalación de alamedas y en vegas y terrazas, como agrupaciones vegetales muy degradadas por el aprovechamiento agrícola.

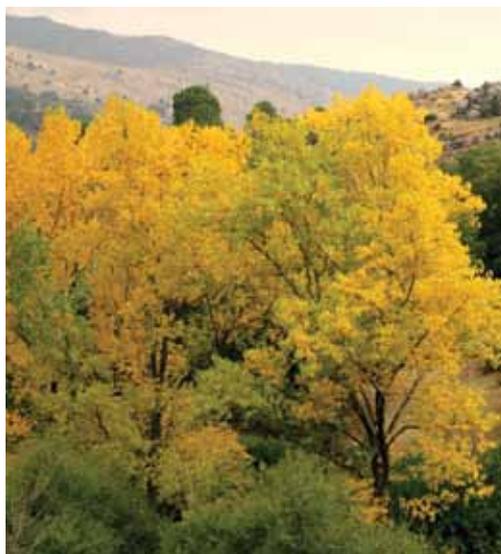


Figura 2.1.2.3 Pie adulto de *Ulmus minor* cerca de Madrid (foto: Jacinta Lluch).

Fresnedas

Las fresnedas son muy comunes en las dos regiones mediterránea e iberoatlántica. Es un grupo de formación muy complejo, aunque aquí se va a simplificar, para poderse utilizar como guía de repoblación.

Las fresnedas se encuentran en los fondos de valle, navas y vallonadas del piso supramediterráneo, sobre suelos frescos y con un horizonte de encharcamiento fluctuante. Están dominadas fisonómicamente por fresnos de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*) y robles melojos (*Quercus pyrenaica*), aunque algunos autores hablan de otra asociación del fresno con *Arum italicum* y *Ranunculus ficaria*. En la composición florística, además del fresno y roble melojo, suelen ser frecuentes serbales (*Sorbus aucuparia*), arraclanes (*Frangula alnus*), arces (*Acer monspessulanum*), etc. junto a algunas especies de porte arbustivo propias de la orla espinosa: rosales (*Rosa* spp. pl.), zarzamoras (*Rubus* spp. pl.), madreselvas (*Lonicera* spp.), etc.

Estos bosques suelen encontrarse transformados en dehesas para pastos en las que se respeta a los árboles para dar sombra al ganado en los meses de verano. En algunos casos, se pueden encontrar ejemplos de asociaciones formando bosques en

galería; pero se trata, generalmente, de fresnedas higrófilas, instaladas en las orillas de ríos pequeños, con humedad freática prácticamente constante, que suelen presentar sauces arbustivos en su sotobosque y que pueden poblar sustratos tanto rocosos como arenosos.

Hacia zonas con mayor hidromorfía, las fresnedas contactan generalmente con alisedas o sus etapas de sustitución y, hacia zonas más xéricas, con las series climatófilas del alcornoque o de la encina, a diferencia de las fresnedas supramediterráneas, que contactan por el lado seco con las series climatófilas del roble melojo o de la encina.



Figura 2.1.2.4 Franja ripícola de fresnos de hoja estrecha en el Alentejo, Portugal (foto: Daniel Arizpe)

Alisedas

Las alisedas se desarrollan sobre suelos aluviales permanentemente encharcados a lo largo del año, a diferencia de las choperas, olmedas y fresnedas. Como especies características de estos bosques ribereños destacan, además del aliso (*Alnus glutinosa*), táxones como *Clematis campaniflora*, *Galium broterianum*, *Osmunda regalis*, *Salix atrocinerea*, *Scrophularia scorodonia*, etc.

El aliso, es una especie de amplia distribución en Europa, tanto en la región mediterránea como en la eurosiberiana. Prefiere suelos ácidos, sueltos y arenosos, pero también puede desarrollarse sobre suelos arcillosos. Este árbol tiene la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y transformarlo en compuestos amónicos, gracias a la simbiosis con *Frankia alni*, que se introduce en la planta a través de los pelos radicales, al igual que ocurre con otras angiospermas. Los complejos nitrogenados retornan al suelo y al agua a través de las excreciones radicales, la necrosis de los nódulos, la descomposición de la hojarasca y el lavado por el agua de lluvia de tronco, ramas y hojas, con lo que se consigue el enriquecimiento de los mismos.

Esta especie es de mucho interés para su uso en repoblaciones como mejoradora de suelos degradados. Como ya se ha comentado, contribuye a la fertilización nitrogenada y a la génesis del suelo, favoreciendo la productividad de las aguas, pero sin acelerar su eutrofización, ya que el dosel arbóreo de las densas alisedas impide el crecimiento de las plantas acuáticas de ciclo largo dentro del agua. En efecto, las hojas de color verde oscuro del aliso, al absorber selectivamente en el espectro visible y reflejar parte de la luz solar incidente, provocan situaciones de penumbra bajo las copas arbóreas. Este hecho es particularmente importante, además, si se tiene en cuenta que las hojas del aliso permanecen en los árboles hasta finales del otoño.

Es obvio que la combinación de estos factores tiene particular incidencia en la estructura del bosque. En condiciones óptimas, las alisedas suelen estar constituidas por un dosel arbóreo de *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Celtis australis* y *Corylus avellana*, entre otros árboles. El estrato de



Figura 2.1.2.5 Bosque de ribera con *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia* y *Salix salviifolia* en el sur de Portugal (foto: Daniel Arizpe)

microfanerófitos suele ser más escaso; sin embargo adquieren una biomasa importante ciertos helechos nemorales.

Es un árbol indiferente en cuanto a la acidez del suelo y por tanto se encuentra en una amplia variedad de éstos, distinguiéndose las alisedas oligotróficas, sobre sustratos silíceos y aguas pobres en carbonatos, y las mesotróficas, propias de sustratos calizos y bañadas en aguas ricas en sales. Las alisedas oligotróficas aparecen típicamente como bosques estrechos instalados junto al cauce, absolutamente dominados por el aliso. En las alisedas mesotróficas aunque domina el aliso, aparecen diversos sauces de distinta afinidad edáfica; estas alisedas se instalan aguas abajo de las oligotróficas, a favor de un cambio químico del sustrato y del agua.

Las alisedas occidentales se hallan desde zonas con baja altitud (casi al borde del mar) del piso bioclimático termomediterráneo hasta los 900-950 m de altitud en el piso mesomediterráneo de los sectores occidentales de las provincias corológicas carpetano-ibérico-leonesa (comarcas orensanas y salmantinas); están, además, ampliamente representadas en la provincia corológica luso-extremadureña, en las cuencas de los ríos Tíetar, Almonte, Ruecas, Guadiana, Tormes, Águeda, Alagón, Mondego, etc.

Las alisedas pueden contactar en zonas más frías con el avellano (*Corylus avellana*); y hacia las zonas más térmicas de las cuencas de los ríos Guadalquivir y

Guadiana. En el piso bioclimático termomediterráneo se manifiesta claramente la presencia de la adelfa (*Nerium oleander*) y algunos elementos termófilos como *Dorycnium rectum*, *Smilax aspera*, *Frangula alnus* subsp. *baetica*, *Luzula forsteri*, etc., que matizan el tránsito natural hacia las alisedas de óptimo gaditano-onubo-algarviense. En los arroyos y ríos del piso termomediterráneo de la provincia corológica gaditano-onubo-algarviense se encuentra una buena representación de alisedas de elevado valor ecológico y paisajístico, con numerosos táxones endémicos, como *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*, y helechos de distribución tropical, como *Davallia canariensis*, *Culcita macrocarpa*, etc.

También hay alisedas en zonas más altas, en las cabeceras de los ríos y arroyos de las cuencas altas del río Tormes, Alberche, Jarama, Henares. Están caracterizadas por la ausencia de elementos termófilos, tales como *Clematis campaniflora*, *Scrophularia scorodonia*, *Osmunda regalis*, etc. Por el contrario, es frecuente la presencia de elementos de óptimo atlántico tales como abedules (*Betula alba*), acebos (*Ilex aquifolium*), y álamos temblones (*Populus tremula*).

Las alisedas eurosiberianas son ligeramente diferentes, ya que presentan táxones de óptimo atlántico. Son interesantes los bosques ribereños de alisedas de los territorios cántabro-euskaldunes y galaico-asturianos, en sentido amplio, pues se presentan en áreas con macroclima poco contrastado, con

inviernos no muy fríos, lo cual hace que sean refugio frecuente de ciertos helechos de exigencias térmicas acusadas (*Woodwardia radicans*, *Stegogramma pozoii*, etc.); esta característica les confiere un alto valor ecológico y los hace acreedores de la máxima protección.

Existe una gran variabilidad en la composición florística y en la dimensión de las alisedas de la región eurosiberiana, habiéndose descrito varias asociaciones en estos territorios, desde las cordilleras pirenaicas, a las áreas galaico-asturianas.

Desde el punto de vista dinámico, prácticamente todas las alisedas contactan bien con saucedas o con las series climatófilas de la encina o del roble melojo. En los tramos medios de los cursos de ríos y en amplios valles contactan con las fresnedas supramediterráneas.



Figura 2.1.2.6 Río cubierto por una densa masa de aliso común (foto: J. Vicente Andrés).

Saucedas

De una forma simple, se puede distinguir saucedas en las que hay una presencia de ejemplares de porte arbóreo, frente a aquéllas en las que predominan los elementos de porte arbustivo. Las saucedas de porte arbóreo están dominadas fisonómicamente por el sauce negro o atrocinéreo (*Salix atrocinerea*), aunque son frecuentes numerosos elementos característicos del orden *Populetalia albae*, a diferencia de las saucedas de porte arbustivo del orden *Salicetalia purpureae*. Las diferencias se ven acrecentadas por la presencia de zarzamoras (*Rubus corylifolius*, *R. ulmifolius*, *R. caesius*) y ciertos helechos en las últimas.

Entre las primeras puede apreciarse un mosaico de árboles, con mayor o menor dominio de sauces, aunque hay hayas, abedules, temblones, melojos, fresnos o serbales. En la saucedada arbustiva se pueden diferenciar dos tipos: la saucedada silicícola y la calcícola.

La presencia de otros sauces depende de varios factores, entre ellos la degradación a la que pueden estar sometidas las formaciones, por ejemplo, las saucedadas silicícolas van acompañadas de *S. salviifolia* y pueden, en su degradación, incorporar otros mimbres como *S. fragilis*, *S. triandra* o *S. purpurea*

var. *Lambertiana* o, en casos de aumento de la trofia de las aguas, aparecer *S. purpurea* y *S. x matritensis*.

Las saucedas supramediterráneas de sauce negro tienen su óptimo en los arroyos sin pendiente, de curso lento y sobre suelos encharcados. Los suelos donde se desarrollan son húmedos, con un horizonte orgánico. Son frecuentes en la provincia corológica carpetano-ibérico-leonesa (asociación de *Rubus corylifolius* y *Salix atrocinerea*).

Otras comunidades más localizadas que merecen destacarse son las saucedas atrocinéreas del piso termomediterráneo iberoatlántico en las que es común el helecho palustre (*Thelypteris palustris*), conocida como asociación de *Vitis sylvestris* y *Salix atrocinerea*; y la saucedada luso-extremadureña rica en fresnos (p. ej. asociación de *Fraxinus angustifolia* y *Salix atrocinerea*).

En cuanto a las saucedas arbustivas, las distintas combinaciones son muy amplias, destacan por su

amplia distribución las saucedas salvifolias, que pueden presentarse dominadas por *S. salviifolia*, o combinadas con *S. purpurea* o *S. eleagnos*. Cuando no hay dominancia de una especie se suele hablar de saucedas mixtas. A la formación de la comunidad se incorporan, en ocasiones, híbridos de estos árboles o, dependiendo de la localidad, otras especies como el *S. triandra*.



Figura 2.1.2.7 Arroyo de montaña con *Salix purpurea* y *Salix eleagnos* (foto: Daniel Arizpe).

La vegetación de ribera de las zonas más cálidas: tarayales, adelfares y tamujares

En las áreas más cálidas de la región mediterránea ibérica las precipitaciones se caracterizan por su irregularidad. En estos territorios, los cursos de agua (salvo los grandes ríos) permanecen secos durante la mayor parte del año; únicamente, tras los cortos períodos de lluvias, retornan a sus condiciones hidrológicas óptimas. Esta dinámica de lluvias, generalmente intensas durante breves períodos de tiempo, conduce a un régimen torrencial de los cursos de agua (ramblas), especialmente abundantes en el cuadrante SE de la Península, en donde, ocasionalmente, tras las lluvias, son frecuentes las inundaciones de graves consecuencias.

Debido a estos condicionantes extremos, en estas riberas no existen tan particulares formaciones arbóreas, desarrollándose una vegetación altamente especializada en estos medios: se trata de los tarayales, adelfares y tamujares.

Los tarayales son formaciones arbustivas o arborescentes poco densas compuestas por diversas



Figura 2.1.2.8 Pies de *Nerium oleander* demostrando una buena adaptación a las fuertes avenidas características de las ramblas Ibéricas (foto: Daniel Arizpe).

especies de tarajes (*Tamarix africana*, *T. boveana*, *T. gallica*, *T. canariensis*); rara vez forman pequeños bosquetes cerrados. Presentan su óptimo en áreas de climas cálidos semiáridos o áridos, alcanzando el piso termo y mesomediterráneo de ombroclima

seco en medios ripícolas desfavorables para el desarrollo de los bosques ribereños caducifolios. Pueden llegar a colonizar tanto ramblas arenosas como arcillosas o yesíferas; incluso pueden colonizar ciertos enclaves en saladares continentales o litorales (*Tamarix boveana*, *T. canariensis*) debido a la fuerte tolerancia a la salinidad de algunas especies.

Estas comunidades pueden sustituir a saucedas u otras formaciones en dos situaciones ecológicas, cuando la termoxericidad del territorio es muy acusada, con sustratos oligotrofos y tras la degradación de los bosques riparios; en otras

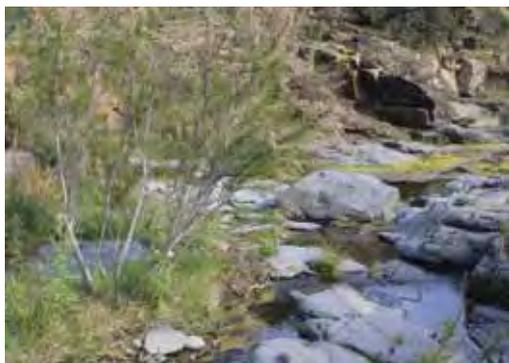


Figura 2.1.2.9 *Tamarix canariensis*, un poblador común de los cursos de agua efímeros (foto: Daniel Arizpe)

ocasiones, cuando existen problemas de salinidad en la capa freática o problemas de contaminación en las aguas.

Los adelfares y tamujares son otros tipos de vegetación arbustiva análogas. Los adelfares (formaciones dominadas fisonómicamente por *Nerium oleander*) pueden llegar a ser formaciones densas que colonizan ramblas, generalmente, pedregosas, a modo de vegetación permanente. Presentan su óptimo en la provincia corológica Murciano-Almeriense, aunque también existen en ciertos enclaves termófilos de la provincia luso-extremadurese.

Con el nombre de tamujares se denominan a las formaciones arbustivas espinosas presididas por el tamujo (*Flueggea tinctoria* L.), que colonizan lechos pedregosos silíceos de la provincia corológica luso-extremadurese.

Todas estas formaciones tiene un gran interés por regular los procesos erosivos característicos de estas zonas, contribuyen a la fijación de los suelos; también pueblan riberas en las que las condiciones de calidad del agua son limitantes para otras especies.

Abedulares de ribera

Formando, en ocasiones, bosques mixtos, es muy interesante el bosque ribereño de abedules, que en la región mediterránea es casi relicto, y que es propio de ciertos enclaves de montaña.



Figura 2.1.2.10 Rodal de *Betula alba* en Serra da Estrela, Portugal (foto: António Pena).

Bibliografía

Folch i Guillèn, R (1986) La Vegetació dels Països Catalans (2nd ed). Institut Catalana d'Història Natural, Memòria N° 10. Ketres, Barcelona

Lara F, Garilleti R, Ramírez P (1996) Estudio de la vegetación de los ríos carpetanos de la cuenca del Jarama. CEDEX, Monografías.

Sánchez Mata D, de la Fuente V (1985) Las riberas de agua dulce. MOPU. Unidades temáticas ambientales de la Dirección General de Medio Ambiente

Peces y vegetación de ribera

Los ríos y arroyos están influenciados por múltiples factores que interactúan a diferentes escalas espaciales y temporales. Así, el uso del suelo en la cuenca y la vegetación de ribera interactúan afectando la calidad del agua y los hábitats acuáticos, y, en consecuencia, las comunidades acuáticas, incluyendo los peces (Meador y Goldstein, 2003).

La vegetación de ribera es importante, pues tiene efectos sobre la luz, la temperatura y calidad del agua, así como la disponibilidad de hábitat y la de alimento (Zalewski *et al.*, 2001). Por consiguiente, la eliminación de la vegetación de ribera puede ser una causa importante de la degradación de los hábitats de los peces.

Los cambios físicos de los hábitats del cauce, como el aumento de la insolación y la temperatura del agua debido a reducciones en la cubierta vegetal, pueden alterar las condiciones térmicas del río. Esto podría ser especialmente limitante para las especies de peces de agua fría, como los salmónidos (Murphy *et al.*, 1986, Weatherly y Ormerod 1990, Torgensen *et al.*, 1999), cuyas poblaciones mundiales se han ido reduciendo y se espera que lo hagan aún más debido al cambio climático (Chu *et al.*, 2004). Sin embargo, un aumento de la exposición solar y unas temperaturas más altas podrían estimular el crecimiento de macrófitas acuáticas, cambiando la estructura de los hábitats fluviales y la cantidad y el tipo de alimento disponible para los salmónidos (Bunn *et al.*, 1998), cuyo crecimiento individual podría aumentar localmente (Lobón-Cerviá y Rincón, 1998).

En los cursos de agua caliente, el incremento de la temperatura del agua debido a la reducción de la cubierta forestal, junto con el aumento de la productividad primaria, podría promover el deterioro de los hábitats acuáticos (p. ej. niveles bajos de oxígeno disuelto). Una situación extrema se puede encontrar en hábitats adversos como las cabeceras de

los cursos de agua intermitente, donde los peces se concentran en pequeñas charcas durante los períodos de sequía (Godinho *et al.*, 1997, Magalhães *et al.*, 2007).

La vegetación de ribera también es importante para la estabilidad de las riberas y su eliminación podría tener como consecuencia un aumento de la turbidez y de la sedimentación, debido al incremento de la erosión en las orillas (Gregory *et al.*, 1991, Osborne y Kovacic, 1993). Los aportes de materia orgánica de la vegetación de ribera son la principal fuente de alimento para los invertebrados acuáticos, los cuales son, a su vez, comidos por los peces (Cummins, 1974), y los residuos leñosos de gran tamaño crean complejidad de hábitats acuáticos, relacionados a menudo a una mayor diversidad de peces (Davies y Nelson, 1994; Gregory *et al.*, 2003).

Las relaciones entre la cubierta ripícola, el uso del suelo y la estructura y dinámica de las asociaciones de peces se han documentado en numerosos estudios (p. ej. Steedman, 1988; Roth *et al.*, 1996; Allan *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 1997; 2000; Klauda *et al.*, 1998; Lammert y Allan, 1999; Schleiger, 2000; Meador y Goldstein, 2003; Hughes *et al.*, 2004; Van Sickle *et al.*, 2004), pero la complejidad de las interacciones hace que, con frecuencia, sea difícil identificar los mecanismos clave implicados o cuantificar el impacto de múltiples factores actuando de forma combinada (Penczak *et al.*, 1994). Sin embargo, una amplia gama de pruebas indica que la eliminación de la vegetación de ribera tiene un impacto negativo sobre las comunidades de peces (Jones *et al.*, 1999; Pusey y Arthington, 2003). La presencia de una cubierta vegetal extensa y compleja en los márgenes de los ríos indica, a menudo, alta calidad ambiental en el curso de agua, mientras que las áreas de ribera alteradas están asociadas al empobrecimiento de los hábitats fluviales y de las comunidades de peces (Karr y Schlosser, 1978; Gregory *et al.*, 1991).

Comunidades de peces

Desde tiempos históricos, los peces han sido importantes para los seres humanos como fuente de alimento, comercio y ocio. Por otro lado, la actividad humana ha alterado los ríos profundamente, especialmente en aquellas áreas donde su influencia es antigua, como en Europa. Como consecuencia, muchas especies de peces de río europeos están amenazadas, concretamente, los táxones con una distribución restringida. Por ejemplo, una evaluación reciente del estado de conservación de los vertebrados en Portugal (según los criterios de la IUCN) sitúa a los peces de agua dulce como el grupo que integra el número más elevado de especies amenazadas, incluyendo táxones como el pequeño ciprinoideo *Anaecypris hispanica*, endemismo ibérico actualmente restringido a la cuenca del río Guadiana (Cabral *et al.*, 2006).

En su conjunto, las diferentes comunidades de peces de agua dulce están asociadas a hábitats acuáticos distintos (Moyle y Cech, 1996). A lo largo de los sistemas fluviales, desde los pequeños cursos de agua de cabecera hasta los grandes ríos de las tierras bajas, los grupos de peces están organizados según factores como luz, temperatura, oxígeno disuelto, elevación, pendiente, sustrato, velocidad del agua, patrones de flujo, niveles de nutrientes y disponibilidad de alimento (Ross, 1997).



Figura 2.2.1 Trucha común o reo (*Salmo trutta*) de un curso de agua ibérico (foto: Francisco Nunes Godinho).

La trucha común o reo (*Salmo trutta*, figura 2.2.1) es la especie típica de agua fría (especies que no toleran temperaturas del agua superiores a los 25 °C) en muchos cursos de agua de montaña europeos. La trucha, como es típico en los salmónidos, es muy

sensible a las variaciones en la calidad del hábitat, siendo intolerante, concretamente, a los aumentos de la temperatura del agua. Por eso, en las regiones más cálidas, como la Península Ibérica, la sombra que proporciona la vegetación de ribera es muy importante para mantener la temperatura por debajo del umbral crítico de esta especie. Además, la importancia de la vegetación de ribera como fuente de materia orgánica aguas arriba es fundamental para la producción de invertebrados acuáticos, el principal alimento de las truchas (Klemetsen *et al.*, 2003).



Figura 2.2.2 Barbo (*Barbus bocagei*) en un río ibérico (foto: Francisco Nunes Godinho).

En contraste con los ríos de agua fría (RF), los ríos de agua caliente (RC) –ríos que se calientan lo suficiente como para excluir a los salmónidos– varían enormemente en el tamaño del cauce, el volumen del flujo, la pendiente, la anchura, la profundidad, el sustrato y las vegetaciones acuática y ripícola. Por todo esto, estos ríos ofrecen una gran variedad de hábitats. En los RC, los grupos de peces normalmente son muy diversos e incluyen miembros de varias familias, p. ej. pércidos, cobítidos, esócidos y ciprínidos. Los ciprínidos dominan los grupos de peces en la mayoría de los RC europeos, teniendo no sólo el mayor número de especies, sino también la mayor biomasa de peces.

En los RC, la vegetación de ribera es muy importante para los peces, por su influencia en la disponibilidad y diversidad de los hábitats acuáticos. Por ejemplo, algunas especies de barbo (*Barbus* spp., figura 2.2.2) utilizan los agujeros que se forman entre las raíces como hábitats preferidos en período de no desove. En

los RC más grandes, la vegetación de ribera también es fundamental para mantener la estabilidad de las riberas durante las inundaciones.

Debido a su proximidad a las áreas con alta presencia humana, los RC se han visto afectados, en concreto, por la deforestación, la agricultura, el desarrollo urbano, la construcción de presas y la descarga de desagües industriales y domésticos. Como resultado, los patrones naturales de la distribución de peces de agua dulce han cambiado mucho a través de los tiempos. Uno de los signos más notorios de alteración ha sido la expansión con éxito de peces introducidos en grandes áreas. En Europa, además de las introducciones antiguas de peces, como la de la carpa común, *Cyprinus carpio*, desde el siglo XIX se han introducido otras especies que han alcanzado una distribución amplia, como la perca sol, *Lepomis gibbosus*, la trucha arco iris, *Oncorhynchus mykiss* y la perca negra, *Micropterus salmoides*. Las especies introducidas son favorecidas, a menudo, por las alteraciones antrópicas y pueden interactuar negativamente con los taxones autóctonos (Godinho y Ferreira, 1998). Por ejemplo, los peces invasores con más éxito en la Península Ibérica están bien adaptados a las alteraciones del hábitat causadas por los embalses (Godinho *et al.*, 1998), entornos donde la vegetación de ribera no existe o está fuertemente

limitada por las oscilaciones frecuentes del nivel del agua.

En algunos RC, la permanencia del agua podría ser un problema para los peces, y las especies que viven en cursos de agua intermitente tienen que hacer frente a duras condiciones ambientales. Los cursos de agua caliente intermitente – que con frecuencia son pequeños afluentes de ríos más grandes – albergan especies de peces que tienen la habilidad de responder a la sequía, siendo capaces de tolerar las duras condiciones ambientales que existen en las charcas temporales y desplazándose río arriba a lugares donde la intermitencia es menos pronunciada (refugios) y colonizando los lugares más duros en periodos más benignos. Por consiguiente, la capacidad para moverse libremente a lo largo de la red fluvial podría ser crucial para mantener especies/poblaciones de peces, y las barreras para sus movimientos, como las presas, amenazan seriamente la conservación de éstos. Sin embargo, la presión humana por los recursos hídricos continuará aumentando, probablemente, en estas áreas y los peces podrían competir directamente con los seres humanos por la disponibilidad de agua, haciendo necesaria la búsqueda de un equilibrio adecuado entre las necesidades ecológicas y sociales (Cowx y Collares-Pereira, 2000; Baron *et al.*, 2002).

Los peces como indicadores de la calidad ambiental de los ríos. La Directiva Marco del Agua

Los peces de agua dulce se utilizan cada vez más como indicadores de la calidad ambiental de los ríos, debido a su sensibilidad frente a los diferentes tipos de perturbaciones llevadas a cabo por el ser humano (Ormerod, 2003). De hecho, la relación entre el estado de las comunidades/poblaciones de peces y la calidad de su entorno acuático es la base para utilizar los peces como indicadores biológicos para la evaluación de la degradación ambiental (Fausch *et al.*, 1990).

Los índices de integridad biológica (o estado ecológico) – derivados del índice de integridad biológica de Karr (IBI, en sus siglas en inglés) – emplean, normalmente, un grupo de parámetros basados en la estructura y función de grupo de los peces, que están integrados en un único índice numérico. Los resultados del

índice para un hábitat concreto (expuesto a algún nivel de perturbación) se comparan, finalmente, con los resultados del índice obtenidos en un sistema que no ha estado expuesto a tal perturbación, un hábitat de referencia (Hughes *et al.*, 1998).

Después de su uso expandido en los EE. UU., el concepto de integridad biológica se ha adaptado en Europa en la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/EEC). La directiva declara que todos los ríos europeos deberían ser evaluados de acuerdo a unas condiciones de referencia, utilizando herramientas de evaluación basadas en elementos biológicos, incluyendo los peces. Más específicamente, la DMA tiene como objetivo mejorar la calidad ambiental de los ríos, y establece que: i) todos los sistemas fluviales

deberían ser clasificados de acuerdo con cinco clases de calidad (alto, bueno, moderado, pobre y malo), dependiendo del grado de degradación, y ii) todos los cursos de agua que no hayan sido altamente modificados alcancen, al menos, el estado ecológico de "bueno" para el año 2015.

En Europa, el proyecto de I+D FAME (<http://fame.boku.ac.at>) desarrolló un método estandarizado basado en peces (European Fish Index, EFI) para evaluar el estado ecológico de los sistemas fluviales europeos. Sin embargo, el proyecto FAME sólo considera cinco parámetros físico-químicos prioritarios, de los cuales, la "alteración del hábitat" es la presión principal que integra, a su vez, los siguientes indicadores: estado morfológico, integridad de las riberas y carga de sedimentos. Debido a esto, el índice no es adecuado para distinguir los efectos de la vegetación de ribera sobre los grupos de peces y la integridad biológica. Como manifestaron Pont *et al.* (2007), el EFI se debería mejorar, principalmente, con una descripción más completa de las presiones antrópicas, teniendo

en cuenta el estado de las áreas de ribera o el uso del suelo. De esta manera, mejoraría la capacidad del EFI para detectar presiones concretas, como aquéllas relacionadas con la vegetación de ribera.

Además, ya que la mayoría de los ríos europeos están afectados por múltiples tipos de presiones, las herramientas de evaluación biológicas deberían ayudar a identificar qué presiones afectan más a los peces para priorizar las medidas de restauración. Esta priorización debería facilitar a los gestores de los ríos la toma de decisiones que afectan a la restauración de la vegetación de ribera, en los casos en los que ésta se considere un factor importante que condiciona la integridad de los peces y del ecosistema, incrementando, así, la probabilidad de éxito de los planes de rehabilitación/restauración ecológica de los ríos. Estos aspectos deberían ser especialmente decisivos para alcanzar, al menos, el buen estado ecológico de los ríos europeos en 2015, como ordena la DMA.

Bibliografía

Allan JD, Erickson JL, Fay J (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple scales. *Freshwater Biology* 37:149-161

Baron JS, Poff NL, Angermeier PI, Dahm CN, Gleick PH, Hairston NG, Jackson RB, Johnston CA, Richey BG, Steinman AD (2002) Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12:1247-1260

Bunn SE, Davies PM, Kellaway DM, Prosser IP (1998) Influence of invasive macrophytes on channel morphology and hydrology in an open tropical lowland stream, and potential control by riparian shading. *Freshwater Biology* 39(1):171-178

Cabral MJ, Almeida J, Almeida PR, Delinger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AI, Rogado L, Santos-Reis M (2006) Livro vermelho dos vertebrados de Portugal (2nd ed). Instituto da Conservação da Natureza/Assírio e Alvim, Lisboa

Chu C, Mandrak NE, Minns CK (2005) Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Diversity and Distributions* 11:299-310

Cowx IG, Collares-Pereira MJ (2000) Conservation of endangered fish species in the face of water resource development schemes in the Guadiana river, Portugal: harmony of the incompatible. En: Cowx IG (ed). *Management and ecology of river fisheries*, 428-438. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford

Cummins KW (1974) Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24:631-640

Davies PE, Nelson M (1994) Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45(7):1289-1305

Fausch KD, Lyons J, Karr JR, Angermeier PL (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8:123-144

Godinho FN, Ferreira MT (1998) The relative influences of exotic species and environmental factors on an Iberian native fish community. *Environmental Biology of Fishes* 51:41-51

Godinho FN, Ferreira MT, Cortes RMV (1997) The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50:105-115

Godinho FN, Ferreira MT, Castro MIP (1998) Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoirs. *Aquatic Living Resources* 11:325-334

Gregory SV, Swanson FJ, Mckee WA, Cummins KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience* 41:540-551

Gregory SV, Boyer KL, Gurnell AM (2003) The Ecology and Management of Wood in World Rivers. *Symposium 37*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland

- Hughes RM, Kaufmann PR, Herlihy AT, Kincaid TM, Reynolds L, Larsen DP (1998) A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1618-1631
- Hughes RM, Howlin S, Kaufmann PR (2004) A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 133:1497-1515
- Jones EB, Helfman GS, Harper JO, Bolstad PV (1999) Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology* 13:1454-1465
- Karr J, Schlosser IJ (1978) Water Resources and the Land-Water Interface. *Science* 201:229-234
- Klauda R, Kazyak P, Stranko S, Southerland M, Roth N, Chaihou J (1998) Maryland Biological Stream Survey: A State Agency Program to Assess the Impact of Anthropogenic Stresses on Stream Habitat Quality and Biota. *Environmental Monitoring and Assessment* 51:299-316
- Klemetsen A, Amundsen PA, Dempson JB, Jonsson B, Jonsson N, O'Connell MF, Mortensen E (2003) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12:1-59
- Lammert M, Allan JD (1999) Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover on habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23:257-270
- Lobon-Cervia J, Rincón P (1998) Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. *Transactions of the American Fisheries Society* 127:718-728
- Magalhães MF, Beja P, Schlosser I, Collares-Pereira MJ (2007) Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52:1494-1510
- Meador MR, Goldstein RM (2003) Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition and fish community structure. *Environmental Management* 31:504-517
- Moyle PB, Cech CC (1996) *Fishes: an introduction to ichthyology* (third edition). Prentice Hall
- Murphy ML, Heifitz J, Johnson SW, Koski KV, Thedinga JF (1986) Effects of clear-cut logging with or without buffer strips on juvenile salmonids. In Alaskan streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:1521-1533
- Ormerod SJ (2003) Restoration in applied ecology. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 40:44-50
- Osborne LL, Kovacic DA (1993) The influence of riparian vegetation on nutrient losses in a Midwestern stream watershed. *Freshwater Biology* 29:243-258
- Penczak T, Agostinho AA, Okada EK (1994) Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia* 294:243-251
- Pont D, Huguéy B, Rogers C (2007) Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology* 14:427-439
- Pusey BJ, Arthington AH (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54:1-16
- Ross MR (1997) *Fisheries conservation and management*. Prentice Hall, New Jersey
- Roth NE, Allan JD, Erickson DE (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11:141-156
- Schleiger SL (2000) Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West-Central Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:1118-1133
- Shaw I (2003) *The Oxford history of ancient Egypt*. Oxford University Press, Oxford, UK
- Steedman RJ (1988) Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:492-501
- Torgersen CE, Price DM, Li HW, McIntosh BA (1999) Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northeastern Oregon. *Ecological Applications* 9:301-319
- Van Sickle J, Baker J, Herlihy A, Bayley P, Gregory S, Haggerty P, Ashkenas P, Li J (2004) Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. *Ecological Applications* 14:368-380
- Wang L, Lyons J, Kanehl P (1997) Influences of watershed land use on habitat rating system for low-gradient Wisconsin streams. *North American Journal of Fisheries Management* 18:477-485
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, Bannerman R, Emmons E (2000) Watershed urbanization and changes in fish communities southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* 36:1173-1189
- Weatherly NS, Ormerod SJ (1990) The constancy of invertebrate assemblages in soft-water streams: implications for the prediction and detection of environmental change. *Journal of Applied Ecology* 27:952-964
- Zalewski M, Thorpe JE, Naiman RJ (2001) Fish and riparian ecotones - a hypothesis. *Ecology and Hydrobiology* 1:11-24

Introducción

Los anfibios europeos se ordenan en dos grandes grupos: los anfibios con cola, o *Caudata* (salamandras y tritones), y los anfibios sin cola, o *Anura* (sapos y ranas). El ciclo de vida de los anfibios requiere una fase acuática obligatoria que, a menudo, empieza durante el período de apareamiento cuando tiene lugar el desove y se inicia el desarrollo de las larvas. Sin embargo, dependiendo de cada especie, los individuos adultos pasan, predominantemente, su período de actividad, bien en hábitats acuáticos

(tritones y ranas), bien en hábitats terrestres propicios (salamandras y sapos). En términos ecológicos, los anfibios tienden a evitar compartir espacio acuático con los peces de agua dulce que, a menudo, se alimentan de las puestas de los anfibios (huevos y larvas/renacuajos). Así, las masas de agua dulce temporales son hábitats acuáticos comunes para la mayoría de anfibios. A continuación se describen brevemente los tres tipos de sistemas húmedos lineales preferidos por los anfibios europeos.

Cursos de agua de montaña con agua cristalina, fría y oxigenada

Los tritones de río de los géneros *Calotriton* y *Euproctus* prefieren arroyos, lagos o pozas situados en áreas de montaña. El tritón pirenaico, *Calotriton asper* utiliza los sustratos rocosos y evita las aguas fangosas. Las especies *Euproctus montanus*, de Córcega, y *E. Platycephalus*, de Cerdeña, son predominantemente acuáticos; viven, exclusivamente, en riachuelos de montaña y en sitios con agua corriente no contaminada. Estos tritones se pueden encontrar bajo piedras o árboles caídos; pero, sobre todo, en la zona radical de árboles y arbustos. Su hábitat terrestre siempre está situado cerca del agua, en zonas abiertas, de maquia o arboladas. La salamandra ibérica sin pulmones *Chioglossa lusitanica*, normalmente, vive a lo largo de las riberas de arroyos sombreados y con rocas cubiertas de musgos. Sus larvas viven escondidas entre las piedras o en agujeros pequeños y grietas situadas en cursos de agua de corriente rápida y permanente y con agua muy oxigenada. Se pueden encontrar algunas ranas pardas (*Rana*) en ríos de agua fría. *Rana dalmatina* está muy extendida en Europa, pero en el sur de su distribución, la especie se reproduce no sólo en agua estancada, sino también en aguas de corriente lenta. La rara *Rana pyrenaica* es una habitante de los ríos

de montaña, que no vive en estanques ni en lagos. Normalmente, *R. iberica* también se encuentra en arroyos de agua fría y en ríos pequeños en el noroeste de la Península Ibérica, con preferencia por los lugares con abundante vegetación de ribera. *R. italica*, una especie endémica de los Apeninos, se asocia a cursos de agua montañosos y rápidos, con sustratos rocosos y que albergan algo de vegetación. *Rana latastei* se reproduce en charcas temporales y permanentes, en áreas arboladas y, en ocasiones, en ríos lentos, desde el norte de Italia al sur de Suiza. La especie balcánica, *R. graeca*, vive en arroyos de agua clara, manantiales o ríos pequeños permanentes, que se encuentran, en su mayoría, en bosques caducifolios o mixtos; pero, también, en valles accidentados y montañosos.

Las principales amenazas que afectan a todas estas especies son la pérdida o los daños causados a los hábitats acuáticos debido al desarrollo de infraestructuras (proyectos hidroeléctricos) y a la presión del desarrollo del turismo de montaña. La introducción de truchas depredadoras (salmónidos) y otros peces y mamíferos exóticos (*Mustela vison*) también constituye una amenaza severa, que conduce a la extinción de las poblaciones locales.

Charcas en los márgenes de riachuelos en las tierras bajas

Muchos tritones de los géneros *Triturus* y *Lissotriton* prefieren, claramente, las aguas estancadas. Este

tipo de charcas, a menudo, se crea en los márgenes inundables de riachuelos o arroyos. En su fase

terrestre, se puede encontrar tritones cerca de las charcas, escondidos en lugares húmedos y sombreados, como debajo de raíces, piedras, musgos y árboles, paredes de piedra y troncos. Los tritones tienen que emigrar por tierra en días lluviosos para encontrar nuevos hábitats acuáticos donde vivir. La especie ibérica *Lissotriton boscai* prefiere charcas pequeñas, superficiales y con vegetación. En la Europa atlántica, el tritón palmeado (*L. helveticus*) puede vivir en riberas fluviales arboladas, como la especie de amplia distribución *Lissotriton vulgaris*. *Lissotriton italicus* es una especie endémica del centro y sur de Italia que habita ríos de corriente lenta, donde ocupa las partes más superficiales del agua para evitar la predación. Los grandes tritones (*Triturus cristatus*, *T. dobrogicus*, *T. karelinii*, *T. marmoratus*, y *T. pygmaeus*) se encuentran en hábitats acuáticos cerca de bosques de coníferas, mixtos o caducifolios, en sus claros y bordes; también se observan en los matorrales y las praderas inundables y en los pantanos, incluidos aquéllos situados en los valles fluviales que albergan densos herbazales y arbustadas. Los hábitats acuáticos utilizados para la cría y el desarrollo de larvas incluyen también aquéllos creados por la agricultura y la ganadería tradicionales y otros hábitats poco modificados (lagunas, balsas de riego, acequias, abrevaderos, pozos, lagos en herradura



Figura 2.3.1 La salamandra común *S. salamandra* (foto: Marco Caetano).

(oxbows) y canteras abandonadas). La salamandra común, *Salamandra atra* (figura 2.3.1), está distribuida por toda Europa y toma formas muy variables. Los individuos terrestres adultos viven, principalmente, en bosques caducifolios y mixtos y

en ocasiones, en bosques de coníferas. La especie es típicamente vivípara y la hembra suelta a las crías dentro del agua, normalmente, en arroyos poco profundos.

Las ranitas arborícolas (*Hyla arborea*, *H. intermedia*, *H. savignyi* y *H. sarda*) se encuentran en las inmediaciones de charcas, estanques y arroyos, generalmente, asociados a bosques de frondosas y mixtos poco densos y bien iluminados, a arbustadas, praderas inundables y riberas con vegetación baja; también se encuentran en paisajes alterados como jardines, viñedos, huertos, parques y en las orillas de los lagos. Estas especies evitan los bosques densos y oscuros. La cría y el desarrollo de las larvas tiene lugar en aguas estancadas, como lagos, charcas temporales, ciénagas y presas, así como arroyos de corriente lenta y, a veces, en zanjas y charcos de lluvia. Las ranas verdes (*Pelophylax* (ex- *Rana*) *bergeri*, *P. epirotica*, *P.*



Figura 2.3.2 La rana verde ibérica *Pelophylax* (ex- *Rana*) *perezi* (foto: Marco Caetano).

esculenta, *P. grafi*, *P. lessonae*, *P. perezi* y *P. ridibunda*) son anuros muy oportunistas y abundantes; son especies semi o casi acuáticas (figura 2.3.2). Viven (e incuban) en una amplia variedad de masas de agua permanentes y temporales (pozas, ríos lentos, arroyos, remansos poco profundos, acequias, canales de riego, marjales, etc.) y prefieren áreas abiertas y cálidas con abundante vegetación herbácea en las orillas.

Las mayores amenazas para todas estas especies son el drenaje de las zonas húmedas y la canalización de los cursos de agua para la urbanización, el turismo y la agricultura o la contaminación agroquímica e

industrial de las masas de agua que utilizan para la cría. La predación de especies invasoras, como peces (*Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Macropterus salmonoides*), el cangrejo de río americano o cangrejo rojo de las marismas (*Procambarus clarkii*) y las grandes ranas (la exótica *Rana catesbeiana*, la alóctona *Pelophylax*

ridibunda/esculenta) constituye otra severa amenaza. En algunas regiones europeas, la captura comercial para fines alimenticios (comercio de ancas de rana *Pelophylax*) o como mascotas (*Lissotriton*, *Triturus*, *Hyla*), puede representar una amenaza potencial para las poblaciones locales.

Cursos de agua temporales que presentan estiaje

La diversidad anfibia en la cuenca mediterránea es mucho más baja que en la Europa de influencia atlántica, debido, en gran parte, al predominio de los hábitats áridos y semiáridos en grandes zonas de la región. Casi todas las especies de la familia *Discoglossidae* (las ranas pintadas y los sapos parteros) es endémica en el Mediterráneo, así como dos de las tres especies de *Pelodytidae* (sapillos moteados). Los cuatro miembros de la familia *Pelobatidae* (sapos de espuelas euroasiáticos, *Pelobates* spp.) viven en esta región, siendo dos de ellos endémicos. Los sapos parteros (*Alytes*) son, claramente, terrestres. *A. cisternasii* (figura 2.3.3) está asociado al Mediterráneo xérico –bosques abiertos de *Quercus*. Los individuos adultos de *A. dickhelleni* se observan, normalmente, en suelos erosionados, cerca del agua o bajo piedras. La especie europea occidental *A. obstetricans* vive en terrenos cercanos a los cursos de agua que usa para la cría; prefiere, normalmente, taludes, paredes, diques de piedra, lajas o arena con escasa vegetación. La especie en peligro crítico *A. muletensis* apenas persiste en algunos barrancos y pozas aislados de la Sierra de Tramontana (isla de Mallorca). En general, todos estos sapos viven en las inmediaciones de cursos de agua temporales, torrentes no demasiado rápidos, y aguas permanentes, donde desovan y donde sus renacuajos suelen invernar dentro del agua. Los sapillos pintojos (*Discoglossus*) se encuentran, en su mayor parte, dentro o cerca del agua: aguas estancadas, tierras pantanosas, ríos de montaña e, incluso, aguas salobres. *Discoglossus galganoi* y *D. jeanneae* son endemismos ibéricos separados por el río Guadalquivir. *D. montalentii* y *D. sardus* están restringidas al área tirrena, concretamente, en los archipiélagos de Córcega y Cerdeña.



Figura 2.3.3 El sapo partero ibérico, *Alytes cisternasii* (foto: Marco Caetano).

La irregularidad de las precipitaciones anuales en el Mediterráneo limita las posibilidades para la vida anfibia. En el Mediterráneo, alrededor del 70 % del agua se utiliza para la agricultura. Muchos humedales se han perdido al ser drenados y ser canalizados los ríos (p. ej. el 65 % en Grecia) influyendo a los anfibios. Muchas masas de agua artificiales que son utilizables por los anfibios (p. ej. abrevaderos para ganado vacuno, pozos, balsas) los proporcionaba la agricultura tradicional extensiva. Hoy en día, las escasas lluvias y una agricultura más intensiva son responsables del alto nivel de amenaza que pesa sobre estas especies (el 25,5 % de las especies anfibias mediterráneas están amenazadas). El siguiente factor de impacto son las especies exóticas invasoras. Los desastres naturales, las perturbaciones humanas y la susceptibilidad a las enfermedades (p. ej. *Alytes*) también representan una amenaza para algunas especies.

Reptiles semiacuáticos



Figura 2.3.4 El galápagos ibero-magrebí *Mauremys leprosa* (foto: Marco Caetano).

Pocos reptiles residen en los cursos de agua y sólo algunos visitan los márgenes ripícolas. Las tortugas de agua dulce del Paleártico (o galápagos), como *Emys orbicularis*, viven dentro y cerca del agua de arroyos y ríos de corriente lenta con densa vegetación de ribera. Los galápagos del género *Mauremys*, como *M. leprosa* de la Península Ibérica y el Magreb (figura 2.3.4), *M. rivulata* del suroeste de los Balcanes y *M. caspita* del suroeste de los Balcanes y del Caspio, viven en riberas más abiertas o en embalses. Estas tortugas sólo pueden alimentarse en el agua, por lo que son completamente dependientes de los medios acuáticos; También necesitan lugares abiertos para asolearse, como troncos de árboles muertos u orillas, por lo que la ausencia de lugares adecuados para este fin puede ser un factor limitante.

Entre los lagartos verdes, la especie ibérica *Lacerta scheiberi* vive en las riberas de ríos y arroyos, y la especie griega *L. trilineata* también se puede encontrar cerca de arroyos y canales. Las cuatro especies de lagartos del género *Algyroides* se encuentran en áreas forestales con poco pasto y en hábitats rocosos cercanos a los ríos, pudiéndose encontrar cerca del agua sobre rocas, troncos de árboles y acantilados. La especie hispánica *A. marchi* está restringida a las sierras de Alcaraz, Cazorla y Segura; *A. fitzingeri* es endémico de Córcega y Cerdeña; *A. nigropunctatus* se extiende alrededor de la costa este del Adriático y *A. moreoticus* es endémico del Peloponeso (Grecia). Las especies de lagartos sin extremidades *Anguis fragilis*, distribuida por toda Europa, y *A. cephalonnica*, de los Balcanes, visitan los setos vivos y las orillas arboladas de los ríos, donde tienden a refugiarse bajo piedras, tabloncillos de madera u otros.

Dos serpientes, *Natrix maura* y *N. natrix* se pueden encontrar en Europa occidental cerca o dentro de casi todos los tipos de cursos de agua, como arroyos y estanques, aunque *N. natrix* suele vivir más lejos de los cursos de agua que *N. maura*.

Las mayores amenazas para estos reptiles están asociadas a la pérdida de su hábitat, debido fundamentalmente a la deforestación, la erosión de los márgenes de los cursos de agua, la extracción de agua y los incendios forestales. Algunos galápagos exóticos (*Trachemys scripta* o *Pseudemys picta*) son competidores que desplazan a las tortugas autóctonas.

Bibliografía

Arnold EN (2003) Reptiles and Amphibians of Europe. Princeton University Press.

Barbadillo LJ, Lacomba JI, Pérez-Mellado V, Sancho V, López-Jurado LF (1999) Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. Geoplaneta, Barcelona

Cox N, Chanson J, Stuart S (2006) The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin. IUCN, Gland (Switzerland) and Cambridge (UK) (http://www.iucn.org/places/medoffice/cd_rep_amp/)

Gasc JP, Cabela A, Crnobrnja Isailovic J, Dolmen D, Grossenbacher K, Haffner P, Lescure J, Martens H, Martínez Rica JP, Maurin H, Oliveira ME, Sofianidou TS, Veith M, Zuiderwijk A (1997) Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. Societas Europaea Herpetologica and Musée National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.

Griffiths RA (1996) Newts and Salamanders of Europe. Princeton University Press.

El paisaje fluvial y las comunidades de aves

Las aves perciben el entorno como un paisaje en el que los cursos de agua dan forma a un mosaico de hábitats terrestres y acuáticos. Su gran movilidad

les permite explotar los diferentes componentes del paisaje fluvial, no sólo durante la nidificación, sino también a lo largo de su ciclo biológico.

Las comunidades de aves de diferentes hábitats

Las graveras

En la región mediterránea, debido a la irregularidad del régimen hidrológico, las graveras pueden cubrir una parte importante del lecho de los cursos de agua. Las especies que anidan allí son poco numerosas, esencialmente se encuentra el chorlitejo chico (*Charadrius dubius*) y, rara vez, el alcaraván (*Burhinus oedicnemus*), el charrancito (*Sterna albifrons*) y el charrán común (*Sterna hirundo*). Estas especies exigen espacios abiertos. Cuando anidan en el suelo, muestran una predilección por los bancos de grava altos y extensos, al abrigo de las avenidas ordinarias, y por aquéllos rodeados de agua, mejor protegidos contra los predadores. En el período de migración, en otoño, especialmente cuando las precipitaciones reactivan los cursos de agua mediterráneos, los bancos de grava pueden atraer diversas especies de zancudas que vienen a hacer escala y a alimentarse,

como el andarríos chico (*Actitis hypoleucos*), el andarríos grande (*Tringa ochropus*), las gargetas, etc.. Su interés es mínimo durante el invierno, ya que muchos de ellos están sumergidos.

Los banales escarpados

Su existencia está ligada a una dinámica fluvial activa. Cuando los sedimentos están bastante sueltos, ofrecen lugares de nidificación a varias especies que viven en cavidades y construyen su nido allí: el martín pescador (*Alcedo atthis*), el avión zapador (*Riparia riparia*), el abejaruco común (*Merops apiaster*). Los agujeros abandonados o no utilizados pueden ser ocupados por otras especies que viven en cavidades y que son incapaces de cavar su nido: el mochuelo común (*Athene noctua*), las grajillas (*Corvus monedula*), los gorriones (*Passer spp.*). La extensión y la altura de los banales hacen a la ribera más atractiva para la nidificación, especialmente, aquélla de las especies coloniales (avión zapador, abejaruco). Las aves abandonan este medio en los períodos de migración e hibernación.



Figura 2.4.1 El chorlitejo chico, *Charadrius dubius*, anida en los bancos de grava y arena (foto: Jean Roché).

El bosque de ribera

La avifauna nidificante de los bosques mediterráneos se compone de especies, en su mayoría, diferentes a aquéllas de la Europa templada (Blondel, 1990). Esto también se aplica a la avifauna de los bosques de galería. La población se divide en tres grupos. En primer lugar, las especies estrictamente forestales que se nutren y se alimentan del bosque de ribera. Son poco numerosas y, raramente, abundantes en estas latitudes. Las más frecuentes son el carbonero (*Parus major*), el herrerillo común (*Parus caeruleus*), la paloma torcaz (*Columba palumbus*), el agateador común (*Certhia brachydactyla*) y el pico picapinos (*Dendrocopos major*). A esta población pertenecen, sobre todo, especies sedentarias. El segundo grupo,

el de las especies de borde, está mejor representado. La forma lineal de este hábitat aumenta la interfaz entre bosque y ribera, por un lado, y bosque y valle, por otro. Adicionalmente, debido a las perturbaciones causadas por las avenidas, la vegetación de ribera puede estar más o menos modificada y, a menudo, presentar claros que actúan como 'bordes internos'. Además de algunas especies sedentarias características (ruiseñor bastardo, *Cettia cetti*), las aves nidificantes comprenden numerosas aves migratorias (curruca capirotada, *Sylvia atricapilla*, ruiseñor, *Luscinia megarhynchos*, verderón común, *Carduelis chloris*), algunas de ellas con características mediterráneas (zarcero común, *Hippolais polyglotta*, verdecillo, *Serinus serinus*, oropéndola, *Oriolus oriolus*). El último grupo es el de las aves acuáticas que utilizan la vegetación de ribera, sobre todo los bordes, como lugar de nidificación, pero que obtienen su alimentación en un rango territorial más amplio, como puede ser a lo largo del río, en los meandros abandonados o en las masas de agua en general. La mayoría son especies grandes (milano negro *Milvus migrans*), a menudo, coloniales (garzas arborícolas, cigüeñas *Ciconia spp.*) con un vasto radio de acción; pero que aprecian la vegetación de ribera rodeada de zonas húmedas, por el hecho de que procuran al grupo cierta seguridad y, sobre todo, recursos alimenticios accesibles con un mínimo coste energético. En otoño, la vegetación de ribera acoge una población claramente constituida por paseriformes migratorias (fringilidas, silvidas, turdidos) que se aprovechan de las bayas (laurel, cornejo, bonetero, espino albar).



Figura 2.42 El ánsar careto, *Anser albifrons*, un visitante cosmopolita de las zonas húmedas (foto: Mats Björklund).

En invierno, la avifauna adopta una composición claramente septentrional cuando las especies poco comunes en el periodo de nidificación bajan hacia el sur (mirlo común *Turdus merula*, petirrojo *Erithacus rubecula*, mosquitero común *Phylloscopus collybita*, chochín *Troglodytes troglodytes*).

Los humedales

Cuando no se secan, los humedales son buenos sitios para la nidificación de las aves que prefieren aguas estancadas (gallineta de agua *Gallinula chloropus*, focha común *Fulica atra*, ánade real *Anas platyrhynchos*). También puede ser un hábitat interesante para las aves forestales debido a la abundancia de invertebrados y, a menudo, por la cantidad de madera muerta que se acumula por la falta de explotación forestal. Aquellos sitios rodeados de sauces y de grandes helófitas pueden acoger una especie rara, pero característica, el pájaro moscón (*Remiz pendulinus*). Los humedales fluviales pueden contribuir a la seguridad de los bosques en galería volviéndolos casi inaccesibles y, así, favorecer la nidificación de especies sensibles a la presencia humana (rapaces, colonias de garzas). Según los niveles de agua y la presencia de vegetación acuática, los humedales pueden ofrecer un sitio de parada migratoria a numerosas limícolas y paseriformes paludícolas (carricero *Acrocephalus spp.*, escribano palustre *Emberiza schoeniclus*) y recursos alimenticios en invierno para diversas aves acuáticas (patos, garzas).

Las praderas

Las praderas inundables son el hábitat más importante para las aves. A pesar de ser poco comunes en el Mediterráneo, aquí o allá ofrecen a las especies adaptadas a espacios abiertos un medio menos alterado que las zonas agrícolas (lavandera boyera, *Motacilla flava*, alondra común, *Alauda arvensis*, avefría, *Vanellus vanellus*). Más frecuentes, las praderas secas están pobladas por algunas paseriformes de características meridionales (cogujada común *Galerida cristata*, buitrón *Cisticola juncidis*). También durante el periodo migratorio y en invierno, se pueden observar en estos lugares una multitud de pequeñas paseriformes (tarabillas, alondras, lavanderas, bisbitas).

Las comunidades de aves y la dinámica del bosque de ribera

Es bien sabido que, en todas las formaciones forestales, las poblaciones de aves se modifican radicalmente durante el desarrollo de las sucesiones ecológicas. Cuando la población arbórea de un bosque maduro se destruye por una perturbación como un incendio, una tormenta o la tala, las aves abandonan el lugar inmediatamente. Sin embargo, el sitio, una vez abierto, acoge rápidamente una nueva comunidad ornitológica, compuesta, en primer lugar, por especies que buscan suelos desnudos (lavandera blanca, *Motacilla alba*, alondras, bisbitas...). La renovación de la avifauna es importante y puede, incluso, superar el 90 %, si desaparecen todos los árboles (Ferry y Frochot, 1970). Durante los años siguientes, el desarrollo de la sucesión vegetal está acompañado por nuevas transformaciones en las comunidades de aves: en el estadio herbáceo las aves pioneras desaparecen y son reemplazadas por la buscarla pintoja *Locustella naevia* o la curruca zarcera *Sylvia communis*; en la fase de matorrales bajos son el pardillo (*Carduelis canabina*) o *Hippolais polyglotta* los que ocupan el sitio; la curruca mosquitera (*Sylvia borin*) o el ruiseñor (*Luscinia megarhynchos*) en los matorrales cerrados, seguidos de la tórtola común (*Streptotilia turtur*)... hasta llegar al retorno de la avifauna del bosque maduro (carboneros o herrerillos, *Parus spp.*, pinzón vulgar, *Fringilla coelebs*, picos *Dendrocopos spp.*...) (Blondel, 1995; Ferry y Frochot, 1990). Este esquema se



Figura 2.4.3 Las praderas inundables ripícolas proveen de espacios abiertos propicios para la lavandera boyera, *Motacilla flava* (foto: Bernard Frochot).



Figura 2.4.4 El ruiseñor bastardo, *Cettia cetti*, es una de las aves más comunes en los corredores ripícolas mediterráneos (foto: Jean Roché).

observa también en las plantaciones de coníferas o en las choperas.

¿Por qué se transforman las poblaciones de aves tan notablemente en el curso de las sucesiones vegetales? Esto se debe, sobre todo, al grado de especialización adaptativa de las aves, que las vuelve especialmente exigentes frente a la morfología y al porte de la vegetación. Según la especie, tienen modos de locomoción especializados: algunas sólo se desplazan por el suelo, otras trepan por los troncos, otras se cuelgan del extremo de las ramas... A estas exigencias se añaden, en primavera, aquéllas relacionadas con la reproducción: cada especie elige, en ese momento, un lugar muy preciso para instalar su nido, un medio que no se encuentra más que en un estadio de sucesión concreto. Cada etapa de desarrollo del bosque se encuentra caracterizada, así, por una comunidad ornitológica propia, la cual viene determinada, principalmente, por la edad de la vegetación, calculada desde la última perturbación importante.

Por otro lado, la mayoría de las aves de Europa son "malas botánicas", pues habitan por igual robles que hayas que castaños, y otras muchas frondosas.

Cierto es que consumen poco alimento vegetal: son, sobre todo, consumidoras secundarias polífagas que se alimentan de una gran variedad de invertebrados. Esto les confiere una independencia relativa frente a la composición florística del bosque.

Los bosques en galería albergan, pues, comunidades de aves parecidas, en cuanto a su composición y dinámica, a aquéllas de otros bosques de frondosas (Frochot *et al.*, 2003). Localmente, estas comunidades están ante todo determinadas por la fisionomía de la vegetación, es decir, por la edad y por la disposición espacial de las especies. Las avenidas son un agente de perturbación muy importante: rejuvenecen las poblaciones arbóreas, al iniciar nuevas series de sucesión sobre los sedimentos depositados o, al contrario, dejan atrás rodales con árboles envejecidos. A una escala más pequeña, como un segmento de un curso de agua secundario o de un río principal, la vegetación de ribera se presenta como un mosaico, en donde están representados todos los estadios de

sucesión, con una diversidad vegetal y ornitológica muy grande.

Los estadios maduros del bosque de ribera, a menudo, asociados a una vegetación primaria exuberante, no albergan, de hecho, ninguna especie de ave en particular. Sin embargo, se puede destacar la abundancia, normalmente elevada, de algunas especies como la oropéndola (*Oriolus oriolus*), el pico menor (*Dendrocoptes minor*) o los papamoscas. Localmente, las saucedas son el hábitat del carbonero sibilino (*Parus montanus*) o del pájaro moscón (*Remiz pendulinus*). Los estadios jóvenes, donde dominan las plantas herbáceas y los matorrales pioneros, pueden albergar una avifauna más original, debido a una mayor humedad del suelo y a la vegetación higrófila asociada: la tarabilla norteña (*Saxicola rubetra*), el pechiazul (*Luscinia svecica*), el escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*), el ruiseñor bastardo o, a veces, los ralidos, las anátidas o la agachadiza común (*Gallinago gallinago*), entre otros.

La conservación de las aves de ribera

¿Qué especies tienen valor patrimonial?

En las orillas de los ríos, anidan, al menos, once especies forestales y ocho especies acuáticas inscritas en el Anexo I de la Directiva de Aves. En Francia, de las 34 especies inscritas en el libro rojo nacional de especies amenazadas que se reproducen en este país, dos tercios pueden habitar los bosques de ribera (Roché, 2002). Sin embargo, hay que destacar que en la cuenca mediterránea, las aves que habitan los bosques de galería son, sobre todo, especies comunes; siendo, verdaderamente pocas, las especies singulares en este medio (rabilargo, pájaro moscón, cigüeñas, alcaudón núbico...).

¿Qué modelo de gestión es el adecuado para la conservación de las aves de ribera?

Las comunidades de aves de ribera a lo largo de los cursos de agua deben su riqueza y abundancia a la dinámica fluvial. Se puede decir que es el curso de agua el que, mediante los procesos naturales de erosión y depósito de sedimentos, mantiene y



Figura 2.4.5 Las amplias vegas fluviales rodeadas por extensas zonas húmedas son áreas de gran interés para las garzas, como la garceta común, *Egretta garzetta* (foto: Jean Roché).

renueva los numerosos hábitats de los que dependen las aves. La primera medida de conservación consiste, pues, en conservar o, si es necesario, restablecer los procesos hidrogeomorfológicos, protegiendo el régimen natural de caudales y la calidad del agua y evitando la artificialización del cauce, manteniéndolo libre de infraestructuras.

Localmente, las medidas puntuales complementarias son útiles para proteger la reproducción de las aves en el cauce: mantener los bancales friables y abiertos (para la nidificación del martín pescador *Alcedo atthis*, del abejaruco *Merops apiaster*, del avión zapador *Riparia riparia*, del mochuelo común *Athene noctua*), proteger e, incluso, vigilar los bancos de grava e islotes donde anidan las colonias (especialmente, de charrán *Sterna spp.*) para evitar la afluencia dañina de personas en primavera.

En las galerías ripícolas, lo ideal es mantener un mosaico representativo de todos los estadios sucesionales de vegetación. Si el hábitat es grande, se puede confiar en el curso de agua para que él mismo mantenga la diversidad, gracias a la libre acción de la erosión y la sedimentación. Si es pequeño, como pueden ser las franjas de vegetación de ribera residuales, o bien, si la dinámica fluvial se ha debilitado, se puede intervenir llevando a cabo desbroces y talas localizados para mantener el equilibrio entre los estadios pioneros y los maduros. Se debe prestar,

entonces, una atención particular al mantenimiento de los restos de árboles muertos que proporcionan a muchas especies cavidades de nidificación, medios de alimentación o perchas desde donde cazar o pescar. El pastoreo de las galerías ripícolas, practicado a veces, puede tener un efecto negativo sobre las aves, pues destruye el sotobosque donde anidan muchas especies. En espacios abiertos, en cambio, el pastoreo favorece la conservación de una entomofauna rica y puede contribuir a mantener los diferentes estadios de sucesión forestal, beneficiando, así, a numerosas especies.

Si tomamos el paisaje como escala de referencia, el papel de las galerías ripícolas como corredores ecológicos entre las masas forestales de la cabecera y de los valles de la cuenca vertiente, se debe preservar y, cuando sea necesario, restaurar, reconstituyendo bandas de vegetación, incluso cuando éstas sean estrechas. Sin duda, su valor para las aves se verá aumentado si estos corredores alcanzan algunas decenas de metros de largo, son continuos y altos (arbolados) y están constituidos de una vegetación estructurada en varios estratos verticales. En cuanto a los humedales fluviales, muy interesantes para la alimentación de las aves, se recomienda mantener o restaurar su conectividad con el cauce, lo que contribuiría además a preservar el carácter inundable de las masas forestales que, con frecuencia, los bordean.

Bibliografía

Blondel J (1990) Biogeography and history of forest bird fauna in the Mediterranean zone. En: Keast A (ed). Biogeography and ecology of forest bird communities, 95-107. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands

Blondel J (1995) Biogéographie et écologie. Masson, Paris

Ferry C, Frochot B (1970) L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne. Étude de deux successions écologiques. La Terre et la Vie 24 :153-251

Ferry C, Frochot B (1990) Bird communities of the forests of Burgundy and the Jura (Eastern France). En: Keast A (ed). Biogeography and ecology of forest bird communities, 183-195. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands

Frochot B, Faivre B, Roché J (2003) Des oiseaux dans la ripisylve. En: Piegay H, Pautou G, Ruffinoni C (eds). Les forêts riveraines des cours d'eau, 156-168. IDF

Roché J (2002) Une place pour les oiseaux dans les boisements de rivière. Agence de l'eau Loire-Bretagne

Las áreas de ribera son hábitats de enorme relevancia para la mayoría de mamíferos europeos. Esta importancia se refuerza en el Mediterráneo, donde los veranos calurosos y secos ponen a prueba las estrategias de supervivencia de los mamíferos que viven en estas regiones.

Para las especies con un modo de vida semiacuático, como el visón europeo (*Mustela lutreola*), la nutria (*Lutra lutra*), el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*), los musgaños de cabrera y patiblanco (*Neomys anomalus* y *N. fodiens*), el castor euroasiático (*Castor fiber*) y las ratas de agua (*Arvicola sapidus* y *A. amphibious*), las áreas de ribera son hábitats clave. De hecho, estas especies, a menudo, se alimentan y crían en ellos y se dispersan, preferentemente, a lo largo de los corredores ripícolas.

El desmán ibérico habita principalmente en pequeños ríos de montaña con aguas oxigenadas y limpias, generalmente, asociadas a áreas de ribera con vegetación que proporcionan abrigo y lugares propicios para anidar. La población mundial está disminuyendo, siendo la causa principal la pérdida y degradación de su hábitat. En Europa, se clasificó recientemente, de acuerdo con la Lista Roja de Categorías de la IUCN, como *Casi Amenazada (CA)* y está legalmente protegida figurando en los anexos II y IV de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE).

Los musgaños (o musarañas de agua) viven en un gran espectro de humedales de agua dulce y costeros. Sin embargo, las áreas de ribera con vegetación están entre las más importantes para ambas especies que, a menudo, desarrollan su ciclo vital en este tipo de ambiente. *N. fodiens* presenta una amplia distribución y el estado de sus poblaciones es estable en Europa. Sin embargo, las poblaciones de *N. anomalus*, una especie con una distribución más mediterránea, pueden encontrarse en retroceso en algunos puntos de su distribución.

Muchas poblaciones europeas del castor euroasiático están aumentando actualmente, debido a la aplicación de programas de conservación en varias partes de su área de distribución. Los castores pueden ocupar muchos tipos de ambientes de agua dulce; sin embargo, normalmente, prefieren los hábitats acuáticos sumergidos en una densa y arbolada

galería ripícola, donde pueden construir sus refugios. Las ratas de agua viven en un amplio abanico de hábitats de agua dulce, incluyendo arroyos, ríos, acequias, estanques, lagos y humedales. Sin embargo, su presencia en estos hábitats depende de la existencia de una capa densa y alta de gramíneas y/o arbustos en los márgenes, que proporcionen cobertura, alimento y lugares para anidar. La tendencia de la población mundial de *Arvicola sapidus*, la especie mediterránea, es decreciente.

La nutria (figura 2.5.1) es un carnívoro semiacuático que vive en una gran variedad de medios acuáticos, incluyendo lagos, humedales, áreas costeras rocosas



Figura 2.5.1 La nutria: una especie importante de los humedales europeos (foto: Marco Caetano).

y ríos. Sin embargo, en muchas zonas de su rango de distribución, la presencia de las nutrias depende de la existencia de vegetación en las riberas. En estas áreas, los lugares de cría de la nutria están asociados, a menudo, con la presencia de troncos muertos y cavidades entre las raíces de los árboles, y la disponibilidad de éstos puede ser un factor limitante para la ocupación de las riberas y la cría.

El visón europeo vive en riberas de ríos, arroyos y humedales con una vegetación muy densa y es raro verlo lejos de los ambientes de agua dulce. Es uno de los mamíferos europeos más amenazados, clasificado como *Criticamente Amenazado (CA)* por las directivas de protección europeas. La nutria y el visón europeo están incluidos en los anexos II y IV de la Directiva de Hábitats.

Para todas las especies mencionadas en este capítulo, los cambios en los hábitats de ribera debidos a actividades humanas son la causa principal para el declive de las poblaciones locales y mundiales. La pérdida y degradación de los hábitats que resultan del clareo de la vegetación para la canalización de arroyos, la extracción de agua, la contaminación difusa proveniente de la agricultura, la grave degradación de la calidad del agua por la industria y otras actividades humanas son los principales factores que actúan negativamente sobre las poblaciones de los mamíferos europeos semiacuáticos. La fragmentación de hábitats por la construcción de presas y balsas también es un grave problema para la conservación de las especies, ya que promueve el aislamiento de algunas poblaciones ya pequeñas de por sí. Restaurar la conexión entre las poblaciones fragmentadas a través de la recuperación de corredores ripícolas es una acción fundamental que se debería llevar a cabo si se quiere invertir la tendencia negativa de las poblaciones.

Sin embargo, otras especies de mamíferos habituales de otros tipos de hábitats, también pueden depender de las áreas de ribera para completar sus ciclos vitales o, al menos, para facilitar parte de estos ciclos. De hecho, la presencia de agua y sombra proporciona microhábitats y microclimas que propician una mayor biomasa y diversidad de plantas e insectos. Muchas especies de mamíferos pequeños, como el ratón de campo, el ratón moruno y la musaraña bicolor pueden beneficiarse de estos recursos, concentrándose en éstas áreas y a su vez atrayendo predadores, como comadrejas, turones, ginetas y zorras.

No obstante, el alto nivel de humedad y la gran abundancia de insectos podrían ser un factor

limitante para el establecimiento de conejos en las riberas fluviales. En efecto, además de ser un hábitat pobre para conejos, estas condiciones promueven la propagación de enfermedades como la mixomatosis y la fiebre hemorrágica. Ambas enfermedades son el factor principal que contribuye a la reducción de las poblaciones de conejos en muchas partes de Europa.

Las condiciones climáticas más suaves, si se comparan con las de los alrededores (sobre todo durante el verano mediterráneo) y la disponibilidad de refugio (huecos en los troncos de los árboles y entre raíces, rocas, madera muerta y hojarasca) ofrecen sitios propicios de descanso y escondite a murciélagos arbóreos y mamíferos carnívoros que utilizan éstas áreas de forma intensiva.

La acumulación de sedimentos y hojarasca ofrece condiciones de suelo favorables para especies excavadoras y semi-excavadoras, por lo cual, los topos (*Talpa* spp.) y los topillos (*Microtus (terricola)* spp.) pueden encontrar suelos suficientemente sueltos y profundos para la construcción de sus galerías subterráneas. Además, en regiones de clima mediterráneo, estas especies tienden a concentrarse en las áreas de ribera durante el verano.

La forma lineal que, comúnmente, adoptan las áreas de ribera, las convierte en corredores naturales para la dispersión de la gran mayoría de especies de mamíferos y la vía más importante de intercambio genético. De esta manera, su papel como rutas de conexión entre poblaciones es de un incomparable valor ecológico para la conservación de la biodiversidad a todos los niveles.

Bibliografía

Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Krystufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralik V, Zima J (1999) The Atlas of European Mammals. Academic Press, London

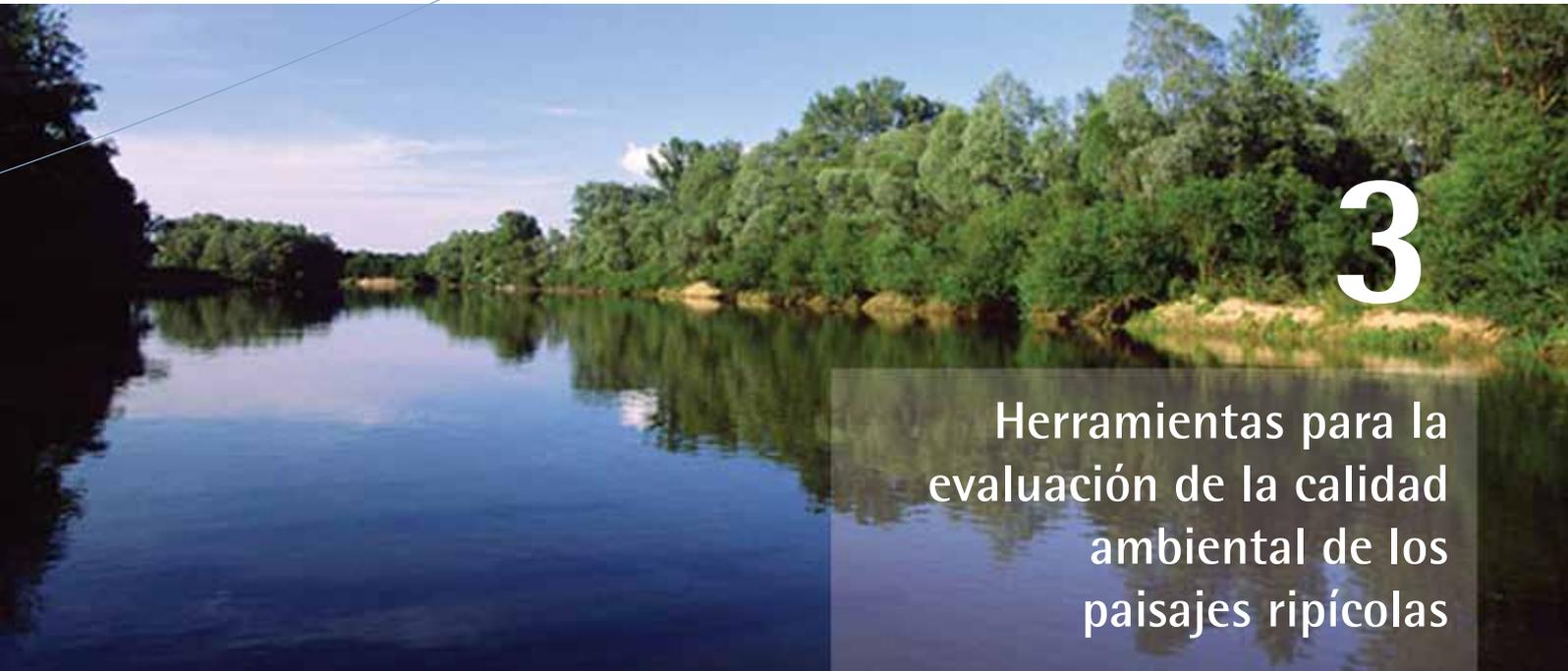
O'Connell MA, Hallett JG, West SD (1993) Wildlife use of riparian habitats: a literature review. Timber, Fish & Wildlife

Palomo LJ, Gisbert J (2002) Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid

Webpages:

European Mammal Assessment (consulted on 25th July 2007)
<http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/index.htm>





3

Herramientas para la
evaluación de la calidad
ambiental de los
paisajes ripícolas

Introducción

Las áreas de ribera se han visto afectadas por múltiples presiones de origen antrópico, como la regulación de caudales, la ocupación del suelo y el cambio climático. Estas presiones han aislado los ríos de sus llanuras de inundación, fragmentado masas forestales y favorecido la expansión de especies que, anteriormente, estaban restringidas a las laderas.

Como resultado, la diversidad física y biológica de los sistemas ripícolas ha disminuido en la mayoría de redes fluviales. En este capítulo se hace un resumen sobre los efectos de las presiones antrópicas en los sistemas ripícolas, siguiendo nuestro libro *Riparia* (Naiman *et al.*, 2005).

Un enfoque histórico de las alteraciones ripícolas

La actitud humana hacia las áreas de ribera ha cambiado a lo largo de los siglos. En un inicio, las áreas de ribera eran lugares relativamente temidos, cubiertos por una maleza inextricable y satanizados como insalubres, debido a los pantanos que albergaban. Estas áreas se transformaron y explotaron como campos fértiles y como pastizales, siendo desprovistas de su vegetación para facilitar la sirga de embarcaciones desde la orilla, o plantadas con sauces flexibles que se cortaban regularmente para el suministro local (Décamps *et al.*, 1988). Durante el siglo XIX, las áreas de ribera se marginalizaron por la construcción de embalses y el encauzamiento de los ríos (Petts, 1989). Sólo recientemente, se reconoció a las áreas de ribera como dignas de conservación o restauración.

Como consecuencia general, la relación natural entre las llanuras de inundación y los cauces principales

de muchos grandes ríos de Norte América y Europa ya no existe y está desapareciendo rápidamente en otros continentes. En Europa, especialmente, los ríos se han aprovechado y utilizado para numerosos usos durante casi mil años. Algunas de las primeras modificaciones fueron debidas a la energía hidráulica y a la navegación en los siglos XII y XIII (tabla 3.1.1); siguieron el control de las inundaciones, las canalizaciones y la reivindicación social de la tierra hacia el 1500 d.C, y la construcción de presas para el suministro de agua hacia el 1600 d.C. Otros impactos concomitantes incluyen la industria pesquera artesana y la contaminación severa, además de la extracción de residuos leñosos de gran tamaño de los cauces fluviales (Maser y Sedell, 1994). Todas juntas, éstas y otras modificaciones de los ríos y las laderas alteraron enormemente las comunidades ripícolas (tabla 3.1.2).

Regulación de caudales

Las principales respuestas de las áreas de ribera frente a la regulación de caudales dependen del tipo de regulación –características de la presa, del dique y de la derivación– y de la geología y el clima locales. Las presas alteran los flujos de nutrientes y las migraciones de los organismos; los diques y la

estabilización de los márgenes aíslan los ríos de sus llanuras de inundación; las derivaciones, o bien, quitan el agua a los ríos, o bien, se la añaden (p. ej. trasvases entre cuencas), modificando, de ese modo, los regímenes hídricos naturales.

El panorama mundial de la regulación de caudales

Las alteraciones hidrológicas masivas –para asegurar el suministro de agua y energía para propósitos agrícolas, industriales y domésticos o para el control de inundaciones– han cambiado las características ripícolas en todo el mundo. Aproximadamente, las dos terceras partes del agua dulce que fluye hacia los océanos están bloqueadas por unas 45.000 grandes presas de más de 15 m de altura (GWSP, 2004), al menos 800.000 presas un poco más pequeñas y, literalmente, millones de derivaciones "menores", como estanques artificiales y sistemas de captación en techos. Las presas del mundo, solas, almacenan 10.000 km³ de agua: siete veces más que el volumen total de agua de todos los ríos y equivalente a una capa de 10 cm de espesor extendida sobre la superficie terrestre del planeta. Además, largos tramos de muchos ríos se han restringido aún más debido a la construcción de motas y diques de contención. Se han alterado más de 500.000 km de cursos de agua para la navegación mundial y se han construido más de 63.000 km de canales.

La magnitud de la construcción de presas y la regulación de caudales asociada en un único cauce pueden ser muy importantes (Rosenberg et al. 2000). El río Columbia y sus afluentes, en los Estados Unidos y Canadá, sostienen 194 grandes presas, casi 200 embalses ocupan la cuenca del Danubio, once grandes estaciones hidroeléctricas y 200 embalses, entre pequeños y grandes (que inundan 26.000 km²

de tierra) se han construido en la cuenca del río Volga-Kama y más de 130 embalses, en la cuenca del río Don (inundando 5.500 km²).

Los ejemplos de impactos causados por las alteraciones de caudales en la extensión, la duración y la frecuencia de las inundaciones del valle fluvial son innumerables. Tras la entrada en funcionamiento de la Presa Alta de Asuán, el río Nilo mostró una reducción en los caudales medios anuales, inundaciones anuales truncadas, valores de caudales de base más altos y una modificación de varios meses en la temporada de caudales máximos. La proporción entre los caudales máximo y mínimo disminuyó de 12:1 a 2:1, con grandes consecuencias sobre la inundación de las riberas. Durante la estación seca, el río Senegal, ahora, cesa de fluir, y menos del uno por ciento del caudal natural del río Colorado alcanza la desembocadura. Actualmente, el río Murray, en Australia, deposita sólo el 36 % de su caudal natural en el mar, la duración de la inundación de los terrenos limítrofes ha disminuido de dos meses a cuestión de días y la temporada de inundaciones ha pasado de la primavera a finales del verano. Destinos similares han seguido los ríos Ganges, Amu Dar'ya, Syr Dar'ya y Amarillo. La extracción en exceso de los acuíferos asola el centro de los Estados Unidos, el valle central de California, las llanuras del norte de China y zonas extensas de la India (Postel, 1997, 2000).

El proceso de "terrestrialización"

La regulación de caudales afecta la integridad de las áreas de ribera, disminuyendo el nivel freático, reduciendo los flujos laterales de agua y sedimentos, acelerando y modificando los procesos de sucesión de la vegetación y frenando la formación de nuevos hábitats (Ward y Stanford, 1995). Esencialmente, el área de ribera sufre un proceso de "terrestrialización" que debilita su viabilidad ecológica natural. Las especies pioneras productivas tienden a ser reemplazadas por especies propias de las laderas menos productivas que invaden las riberas bajo condiciones de estabilidad medioambiental mejoradas

artificialmente (Décamps, 1993). En esencia, el efecto global de la regulación de caudales en las llanuras de inundación es imponer condiciones de equilibrio sobre comunidades de no-equilibrio, afectando, así, a la selección, el establecimiento y la supervivencia de muchas especies de árboles de ribera como los chopos y sauces (Rood et al., 2003) o favoreciendo la expansión de especies alóctonas (Friedman y Auble, 2000). Las alteraciones de los caudales afectan también a la fauna asociada por la inundación de fondos de valle o la desecación de cursos de agua.

Sostenibilidad ecológica

La alteración de los regímenes de caudales es una seria amenaza para la sostenibilidad ecológica de los ríos y sus llanuras de inundación asociadas (Naiman *et al.*, 2002, Nilsson y Svedmark, 2002). El régimen de caudales es un "generador de cambio" natural clave para el funcionamiento e integridad de las áreas de ribera, que determina la dinámica de las comunidades vegetales y de los procesos ecológicos. Cada río tiene un régimen de caudales característico que reorganiza

los materiales orgánicos e inorgánicos, influyendo, de esa manera, en las comunidades de plantas ripícolas. Por tanto, un gran desafío para la gestión de las áreas de ribera es utilizar los recursos hídricos dentro del marco de los regímenes de caudales característicos de cada río para mantener, así, los bienes y servicios de los sistemas ripícolas a largo plazo (Richter y Richter, 2000).

Cambio del uso del suelo

El cambio del uso del suelo tiene consecuencias notables sobre las áreas de ribera, particularmente, por los efectos en el régimen de temperaturas, el

enriquecimiento con nutrientes y la colonización con especies invasoras alóctonas.

Régimen de temperaturas

Las áreas de ribera influyen claramente en las temperaturas de los cursos de agua con consecuencias en su biología, como se ha demostrado en muchos ríos. La tala de la masa boscosa en el Bosque Experimental *H.J. Andrews*, en Oregón, aumentó las temperaturas máximas del río en 7 °C (Johnson y Jones, 2000). Este máximo sucedió a principios de

verano y las variaciones diarias de junio aumentaron 6 °C. Las temperaturas de los cursos de agua volvieron, gradualmente, a los regímenes anteriores a la tala después de 15 años, tras haberse recuperado el bosque con sus funciones como regulador de las radiaciones de onda corta y la conductividad térmica de los suelos terrestres.

Enriquecimiento con nutrientes

Las alteraciones en los ciclos globales de N y P llevan a una disminución de la capacidad de las áreas de ribera para retener uno o más elementos, con efectos asociados río abajo, como la proliferación excesiva de algas, la hipoxia en la zona costera y la muerte de peces (NRC, 2000). Los nutrientes añadidos por los flujos de agua influyen en la composición de las especies y la productividad de los organismos de las llanuras de inundación (Hanson *et al.*, 1994). Cuando el amonio aumenta en los suelos ripícolas, se convierte, progresivamente, en nitrato por la acción microbiana, un proceso que libera iones de hidrógeno,

acidificando el suelo. El aumento de nitratos potencia las emisiones de óxido nitroso y también propicia la lixiviación de los nitratos altamente solubles en agua a los ríos y acuíferos. Los nitratos de carga negativa, al infiltrarse, arrastran con ellos minerales alcalinos cargados positivamente, tales como el calcio (Ca^{2+}), el magnesio (Mg^{2+}), y el potasio (K^+). De esta manera, la alteración humana del ciclo del nitrógeno no sólo aumenta las pérdidas de N de los suelos ripícolas, sino que también acelera la pérdida de Ca y otros nutrientes que son vitales para el crecimiento de las plantas.

Especies invasoras

Las áreas de ribera son especialmente vulnerables a las especies invasoras y, a menudo, los hábitats degradados cerca del cauce contienen altos porcentajes de especies no nativas (De Ferrari y Naiman, 1994, Pyšek y Prach, 1994). En Francia, a lo largo del río Adur, las plantas invasoras representan un cuarto de la riqueza total de especies entre 1.558 táxones y, localmente, pueden constituir hasta un 40 % del total de las especies (Tabacchi y Planty-Tabacchi, 2000). A pesar de las grandes diferencias en el clima, la riqueza de especies y la historia del uso del suelo, la proporción de especies invasoras a lo largo del río Adur es similar a ríos de la costa pacífica de los Estados Unidos y a los del sur de África (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996, Hood y Naiman, 2000). En el sudoeste de los Estados Unidos, como resultado

de la generalización de los cambios provocados por los seres humanos en la hidrología y el uso del suelo, las choperas y saucedas autóctonas están siendo reemplazadas por especies leñosas no nativas como el árbol del paraíso (*Eleagnus angustifolia*) y el taray (*Tamarix* spp.) (Cleverly *et al.*, 1997).

Sin embargo, las consecuencias ecológicas de cualquier introducción concreta son, probablemente, imposibles de predecir. Sólo un pequeñísimo porcentaje del conjunto de las especies disponibles tiene las características evolutivas y la tolerancia fisiológica que se necesitan para una colonización con éxito. Todos los patrones de colonización se caracterizan por una alta variabilidad y un gran número de excepciones.

Cambio climático

Hay un creciente consenso en que el calentamiento sustancial del clima de la Tierra produciría un aumento global de la nubosidad y la lluvia, pero con variaciones drásticas de un área a otra. Se esperan también precipitaciones más violentas, local y

regionalmente, agravando el riesgo de inundaciones, mientras que, en muchas regiones, se darán graves sequías severas (Milly *et al.*, 2002). Estos cambios traerían presiones adicionales en los ya estresados ríos y sistemas ripícolas.

Cambios en los regímenes de temperaturas

Los cambios en los regímenes de temperaturas (p. ej. frecuencia y duración de los valores extremos, así como la tasa de variación estacional) alteran el crecimiento y la reproducción de muchas especies. Además, el calentamiento global, en sí mismo, cambia los índices geográficos potenciales de las especies hacia el norte o hacia altitudes superiores en regiones de montaña, dependiendo de la presencia de hábitats apropiados y de corredores para su dispersión (Poff *et al.*, 2002). Se ha sugerido que un aumento de las temperaturas del agua de 4 °C en los ecosistemas actuales podría manifestarse con una deriva latitudinal hacia el norte de los regímenes térmicos en unos 680 km, teniendo dicha alteración serias consecuencias para las áreas de ribera (Sweeney *et al.*, 1992).

Temperaturas más elevadas aumentan la actividad microbiana y, por lo tanto, el índice de descomposición de la materia orgánica, que, a su vez, puede incrementar la disponibilidad de nutrientes en los suelos ripícolas (Dang *et al.*, 2007). Con el tiempo, incluso las aguas subterráneas se calentarán, afectando aún más a las especies de ribera. En las regiones del norte, es posible que las temperaturas invernales del agua aumenten varios grados Celsius, eliminando la vasta capa de hielo y el suelo permanentemente congelado y permitiendo la invasión de especies adaptadas al frío (Poff *et al.*, 2002).

Cambios en los regímenes de precipitación y escorrentía

Un patrón estacional de escorrentías modificado en respuesta al cambio climático alterará la composición de las áreas de ribera y la productividad del sistema —donde la duración y magnitud de las inundaciones son primordiales en este proceso (Poff *et al.*, 1997; Meyer *et al.*, 1999). Muchas de las características de la historia natural (p. ej. las estrategias reproductivas) de las especies acuáticas y de ribera han evolucionado para evitar o aprovechar las predecibles avenidas primaverales. Por ejemplo, el éxito de la reproducción de los chopos americanos depende de los deshielos primaverales que inundan los hábitats de la llanura fluvial (Rood y Mahoney, 1990; Auble *et al.*, 1994).

Otra consecuencia importante del cambio de nieve por lluvia en elevaciones altas o en cuencas del norte es una disminución de los caudales a finales de verano. Esta situación es esperable, incluso si las precipitaciones de invierno aumentan en latitudes más altas, debido a que el exceso de precipitaciones no será almacenado en forma de nieve, eliminándose, así, la reserva de recursos hídricos que mantiene un caudal permanente a finales de verano en los valles altos más áridos. Menos agua en el cauce significa

menos agua fluyendo hacia el acuífero en las orillas, elemento de gran relevancia para el mantenimiento de las comunidades de árboles de ribera (Stromberg *et al.*, 1996; Scott *et al.*, 1999). Como consecuencia, es posible que las comunidades ripícolas experimenten cambios notables en su composición y productividad.

Incluso si las inundaciones aumentan en magnitud y frecuencia, el deshielo más temprano y las temperaturas más altas todavía podrían dar lugar a una disminución de los caudales de estiaje en muchas zonas. Además, algunas áreas podrían volverse más secas y, por tanto, llegar a ser particularmente estresantes para los sistemas acuáticos y ripícolas. Muchas comunidades acuáticas en ríos grandes son parcialmente dependientes de las llanuras de inundación, ya sea como hábitat reproductivo para peces, ya sea como una fuente estacional de nutrientes que fluyen de los humedales ripícolas al río. Si estas llanuras de inundación llegan a desconectarse de los principales ríos debido a una disminución en los caudales, es obvio que la productividad y la diversidad de especies en las comunidades acuáticas disminuirían.

Conclusiones

La influencia humana en el ciclo global del agua a través de cambios en la ocupación del suelo, la urbanización, el desarrollo industrial y la gestión de los recursos hídricos tiene impactos hidrológicos que van más allá del efecto invernadero (Rosenberg *et al.*, 2000; GWSP, 2004, Kabat *et al.*, 2004). El efecto acumulado de estos factores es, ciertamente, importante, y una gran duda a la hora de realizar proyecciones de la respuesta de los ecosistemas acuáticos al cambio climático es cómo los seres humanos interactuarán con las nuevas condiciones en los ríos y sus riberas. Las actividades humanas

han modificado muchos ecosistemas acuáticos y de ribera mediante derivaciones, bombeo de aguas subterráneas y la construcción de diques, muros de defensa y represas. Estos cambios han modificado los procesos naturales y han fragmentado el paisaje acuático, limitando la dispersión de especies entre ecosistemas y aumentando la vulnerabilidad del sistema a las nuevas presiones asociadas al cambio climático. La gestión sostenible, la conservación y la restauración de los ríos y sus riberas es el mayor desafío de este siglo.

Tabla 3.1.1 Tabla cronológica de la regulación fluvial en Europa (de Petts 1989).

Año	Cronología	Transformaciones importantes	Otros Impactos
1250	<ul style="list-style-type: none"> Presas para la producción de energía Acondicionamiento de los ríos para la navegación 	<ul style="list-style-type: none"> El número de presas se extiende en Flandes, Alemania, Francia, Italia e Inglaterra 1398 Por primera vez dos ríos son unidos por un canal navegable (R. Stecknitz) 1400 Bertola diseña la canalización del río Adda 1497 Leonardo diseña esclusas con puertas abatibles; Verona (río Adigio) y Florencia (río Arno) establecen autoridades fluviales 1550 Lupicini diseña un sistema de protección contra inundaciones en el río Po 	<ul style="list-style-type: none"> Industria pesquera artesana
1500	<ul style="list-style-type: none"> Control de inundaciones y cambios en el uso del suelo Establecimiento de la ingeniería fluvial como ciencia 	<ul style="list-style-type: none"> Dragados con tecnología de cadena sinfin en 1561 Generalización de las esclusas Canalización de ríos pequeños (p. ej. Yevre y Havel) 1577–1643 Castelli (Fundador de la hidráulica moderna) 1594 Embalse de Alicante (41 m de altura, mampostería) 1692 Finalización del canal de Languedoc Guglielmini (1697) y Baratteri (1699): enfoque científico de la regulación fluvial 	<ul style="list-style-type: none"> Industria pesquera artesana 1616 Problemas de contaminación en el río Támesis
1750		<ul style="list-style-type: none"> Canalización de grandes ríos (p. ej. río Óder) Río Guadalquivir: longitud hasta Sevilla reducida en 50 km (40 %) Generalización de presas de suministro de agua en las cabeceras de los ríos 	<ul style="list-style-type: none"> Industria pesquera comercial y artesana Contaminación
1850	<ul style="list-style-type: none"> Ocupación extensiva de las llanuras de inundación Generalización de las presas de suministro de agua 	<ul style="list-style-type: none"> Canalización de los ríos principales (p. ej. Rin alsaciano y Ródano alpino) 1845 Río Tisza (Theisz) acortado 340 km, 12,5 x 10⁶ ha transformadas 1849 Río Danubio 4 x 10⁶ ha de tierra inundable transformada a lo largo de 230 km Generalización de las presas de suministro de mampostería en las cabeceras de los ríos (50 m de altura) 1898 Presa para energía hidroeléctrica en Rheinfelden 	<ul style="list-style-type: none"> Río Támesis contaminado gravemente Exceso de pesca
1900	<ul style="list-style-type: none"> Estaciones hidroeléctricas Presas de regulación fluvial Ríos encauzados 	<ul style="list-style-type: none"> 1937 Primer embalse de 1.000 x 10⁶ m³: Ivankovo, río Volga (1.120 x 10⁶ m³) 1941 Primer embalse de 25.000 x 10⁶ m³: Rybinsk, río Volga (25.400 x 10⁶ m³) 1950 Primera presa de 150 m de altura: Noce-Aldigo, Italia 1955 Primer embalse de 50.000 x 10⁶ m³: presa V. I. Lenin, río Volga (58.000 x 10⁶ m³) 1957 Primera presa de 200 m de altura: presa Mauvoisin, Suiza (237m de altura) 1961 Primera presa 250 m de altura: presa Vaiout, Italia (262 m de altura) 1962 Presa Grande Dixence de 285 m de alto, Suiza 	<ul style="list-style-type: none"> Extensión grave de la contaminación Conservación

Tabla 3.1.2 Principales tipos de cambios medioambientales de origen antrópico y sus principales efectos sobre los sistemas ripícolas (según Naiman *et al.*, 2005).

Cambio medioambiental	Principales efectos en áreas de ribera
<ul style="list-style-type: none"> ■ Regulación de caudales <ul style="list-style-type: none"> ■ Régimen de caudales ■ Presas ■ Extracciones ■ Canalización y dragado ■ Motas de defensa 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Altera la composición de la comunidad y los procesos sucesionales; pérdida de los indicios de la historia natural. ■ De lótico a léntico; aguas arriba de la presa inundación; aguas abajo caudal, nutrientes, sedimentos y regímenes de temperatura alterados. ■ Disminuyen el nivel freático; alteran el régimen de caudales; disminuyen la recarga del acuífero aluvial; simplificación del sistema. ■ Disminuyen el nivel freático; desecación del área de ribera causando terrestrialización y cambios en la composición de las comunidades; posible descenso de la biodiversidad. ■ Aíslan el río del valle fluvial, reduciendo la conectividad lateral y vertical; restringen la migración del cauce; alteran los patrones de sucesión ripícolas.
<ul style="list-style-type: none"> ■ Ocupación del suelo <ul style="list-style-type: none"> ■ Cubierta vegetal ■ Especies invasoras ■ Gestión de recursos 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Modifica el albedo y la interacción con el clima; cambia el microclima local y los patrones de sucesión. ■ Introgresión e hibridación; aumento de la competencia por el espacio y los recursos; pueden reducir la biodiversidad. ■ Comúnmente altera los patrones de sucesión y la composición de las comunidades.
<ul style="list-style-type: none"> ■ Clima <ul style="list-style-type: none"> ■ Precipitaciones ■ Temperatura 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Modifican totalmente el régimen de caudales, los flujos subsuperficiales y subterráneos entre el cauce y el acuífero y la morfología y la estabilidad del cauce; pérdida de indicios de la historia natural. ■ Cambia los patrones espaciales y la fenología de las especies de ribera.

Bibliografía

Auble GT, Friedman JM, Scott ML (1994) Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications* 4:544–554.

Cleverly JR, Smith SD, Sala A, Devitt DA (1997) Invasive capacity of *Tamarix ramosissima* in the Mojave Desert floodplain: The role of drought. *Oecologia* 111:12–18

Dang CK, Chauvet E, Gessner MO (2007) Diel temperature oscillations amplify effects on litter decomposition in stream microcosms. *Ecology*, submitted

Décamps H, (1993) River margins and environmental change. *Ecological Applications* 3:441–445

Décamps H, Fortune M, Gazelle F, Pauto G (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1:163–173

De Ferrari C, Naiman RJ (1994) A multi-scale assessment of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal of Vegetation Science* 5:247–258.

Friedman JM, Auble GT (2000) Floods, flood control, and bottomland vegetation. En: Wohl EE (ed). *Inland Flood Hazards: Riparian and Aquatic Communities*, 219–237. Cambridge University Press,

GWSP (Framing Committee of the GWSP) (2004) *The Global Water System Project: Science Framework and Implementation Activities*. Earth System Science Partnership, Stockholm, Sweden (<http://www.gwsp.org>)

Hanson GC, Groffman PM, Gold AJ (1994) Symptoms of nitrogen saturation in a riparian wetland. *Ecological Applications* 4:750–756

Hood GW, Naiman RJ (2000) Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148:105–114

Johnson SL, Jones JA (2000) Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(Supplement 2):30–39

Kabat P, Claussen M, Dirmeyer PA, Gfash JHC, Bravo de Guenni L, Meyerbeck M, Pielke RA, Vörösmarty CJ, Hutjes RWA, Lütkenmeier S (eds) (2004) *Vegetation, Water, Humans and the Climate: A New Perspective on an Interactive System*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg

Maser C, Sedell JR (1994) *From the Forest to the Sea: The Ecology of Wood in Streams, Rivers, Estuaries, and Oceans*. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida

Meyer JL, Sale MJ, Mulholland PJ, Poff NL (1999) Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *Journal of the American Water Resources Association* 35:1373–1386

Milly PCD, Wetherald RT, Dunne KA, Delworth TL (2002) Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature* 415:514–517

Naiman RJ, Bunn SE, Nilsson C, Petts GE, Pinay G, Thompson LC (2002) Legitimizing fluvial systems as users of water: An overview. *Environmental Management* 30:455–467

Naiman RJ, Décamps H, McClain M (2005) *Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier/Academic Press, San Diego

Nilsson C, Svedmark M (2002) Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* 30:468–480

National Research Council (NRC) (2000) *Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Pollution*. National Academy Press, Washington, DC

Petts GE (ed) (1989) *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. J. Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom

Planty-Tabacchi AM, Tabacchi E, Naiman RJ, DeFerrari C, Décamps H (1996) Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology* 10:598–607

Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter B, Sparks R, Stromberg J (1997) The natural flow regime. *BioScience* 47:769–784

Poff NL, Brinson MM, Day Jr. JW (2002) *Aquatic ecosystems and global climate change*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA

Postel SL (1997) *Last Oasis*. Norton & Company, New York

Postel SL (2000) Entering an era of water scarcity: The challenges ahead. *Ecological Applications* 10:941–948.

Pyšek P, Prach K (1994) How important are rivers for supporting plant invasions? En: de Waal LC, Child LE, Wade PM, Brock JH (eds). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, 19–26. J. Wiley & Sons, Chichester, UK

Richter BD, Richter HE (2000) Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology* 14:1467–1478

Rood SB, Braatne JH, Hughes FMR (2003) Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration. *Tree Physiology* 23:1113–1124

Rood SB, Mahoney JM (1990) Collapse of riparian poplar forest downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management* 14(4):451–464

Rosenberg DM, McCully P, Pringle CM (2000) Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* 50:746–751

Scott ML, Shafroth PB, Auble GT (1999) Responses of riparian cottonwoods to alluvial water table declines. *Environmental Management* 23:347–358.

Stromberg JC, Tiller R, Richter B (1996) Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semi-arid regions: The San Pedro River, Arizona, USA. *Ecological Applications* 6:113–131

Sweeney BW, Jackson JK, Newbold JD, Funk DH (1992) Climate change and the life histories and biogeography of aquatic insects in eastern North America. En: Firth P, Fisher SG (eds). *Global Climate Change and Freshwater Ecosystems*, 143–176. Springer-Verlag, New York

Tabacchi E, Planty-Tabacchi AM (2000) Riparian plant community composition and the surrounding landscape: Functional significance of incomers. En: Wigington Jr. PJ, Beschta RL (eds). *Riparian Ecology and Management in Multi-Land Use Watersheds*, 11–16. Proceedings of the American Water Resources Association's 2000 Summer Conference, Corvallis, Oregon

Ward JV, Stanford JA (1995) The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers* 10:159–168

Introducción: comprensión del concepto y funciones del paisaje

La necesidad de evaluar y gestionar los diferentes paisajes de Europa desde la perspectiva de la herencia natural y, también, la cultural, ha quedado plasmada desde principios de los años 90 en documentos estratégicos como el *Informe de situación de Dobris* (Stanners y Bourdeau, 1995), la *Estrategia paneuropea sobre diversidad biológica y paisajística* (Consejo Europeo, 1996), *Action Plan for European Landscapes* (ECNC, 1997) y el *Convenio Europeo del Paisaje* (Consejo Europeo, 2000). Recientemente, se ha hecho hincapié en la necesidad de reconocer y respetar el carácter del paisaje en cada lugar específico, además de involucrar a los actores locales e integrar objetivos a diferentes niveles para mantener o crear paisajes multifuncionales (O'Riordan y Voisey, 1998; Consejo de Europa, 2000).

El concepto de paisaje puede ser considerado de forma diferente, dependiendo de las muchas y diferentes disciplinas y enfoques. La ecología del paisaje, entendida como un enfoque integrado, considera que el paisaje es un sistema complejo, permanentemente dinámico, donde interaccionan diferentes factores naturales y culturales, modificándose a lo largo del tiempo y determinando y siendo determinados por

una estructura global (Forman y Godron, 1986; Naveh y Lieberman, 1994; Zonneveld, 1990). Además del carácter material u objetivo, el paisaje también tiene un componente subjetivo, más conectado con el observador y sus impresiones (Nassauer, 1997; Palang y Fry, 2003), y la comprensión holística del paisaje incluye también el aspecto perceptivo (Antrop, 1999). El paisaje combina los aspectos natural y cultural, expresando y sustentando, al mismo tiempo, la interacción temporal y espacial de los seres humanos con el medioambiente en toda su diversidad y creatividad (Green, 2000; Wolters, 2000).

En términos analíticos, es importante considerar diversas dimensiones y diferenciar entre éstas (Brandt, 1998; Lorzing 2001), como se expresa en la figura 3.2.1: (a) el potencial del paisaje, relacionado con las características biofísicas naturales; (b) el paisaje de las actividades humanas, conectado con las opciones y los sistemas de uso del suelo; y (c) el paisaje de la mente y los intereses, el paisaje mental ("*mindscape*"). A pesar de que en la gestión del paisaje deberían integrarse las tres dimensiones, considerando su multifuncionalidad, con frecuencia, cada disciplina se centra tan sólo en una de ellas.



Figura 3.2.1 El concepto de paisaje: dimensiones y niveles de enfoque diferentes (adaptado de Brandt, 1998)

Análisis del paisaje y de los elementos que lo componen

A menudo, en ecología del paisaje, el análisis está muy focalizado en la dinámica y la ordenación espacial de la cubierta terrestre, incluyendo sus causas y consecuencias, por ello, la comprensión del modelo espacial es fundamental (Haines-Young, 2005). El estudio de la cubierta terrestre es interesante, pues expresa las actividades humanas de forma muy dinámica, configurando la materialidad del paisaje a través del uso de la tierra. Un modelo muy aceptado es el de mancha-corredor-matriz (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995) en el cual el paisaje se representa como una matriz (figura 3.2.2.a) compuesta por: 1) mosaicos, colección diferenciada de pequeñas parcelas y, 2) redes, grupos de corredores. Muchas de las ideas fundamentales, así como de las herramientas y metodologías de la ecología del paisaje, se construyen según este paradigma (McGarigal y Cushman, 2005). Estos conceptos se basan, principalmente, en estudios realizados en América del Norte y el noroeste de Europa, en paisajes agrícolas con un uso del suelo especializado

e intensivo, y no en los paisajes mediterráneos u otros paisajes complejos, que se apartan de esta estructura más simple (Haines-Young, 2005). Normalmente, la cubierta terrestre se representa a través de mapas temáticos, que utilizan variables discretas para delimitar en parcelas y corredores las diferentes clases de ocupación del suelo, mediante una interpretación visual de fotografías aéreas.

Sin embargo, en paisajes difusos que presentan un gradiente continuo en términos de cubierta terrestre, como, por ejemplo, los paisajes agrosilvopastorales de la Península Ibérica (figura 3.2.2.b), la identificación de parcelas mediante sistemas de clasificación discretos es más una cuestión de juicio e interpretación que de una metodología restrictiva basada en parámetros objetivos (van Doorn y Pinto-Correia, 2007). Aquí, la clasificación categórica de la cubierta terrestre corre el riesgo de ser una representación pobre de la verdadera heterogeneidad del paisaje (McGarigal y Cushman, 2005), pero las herramientas para el

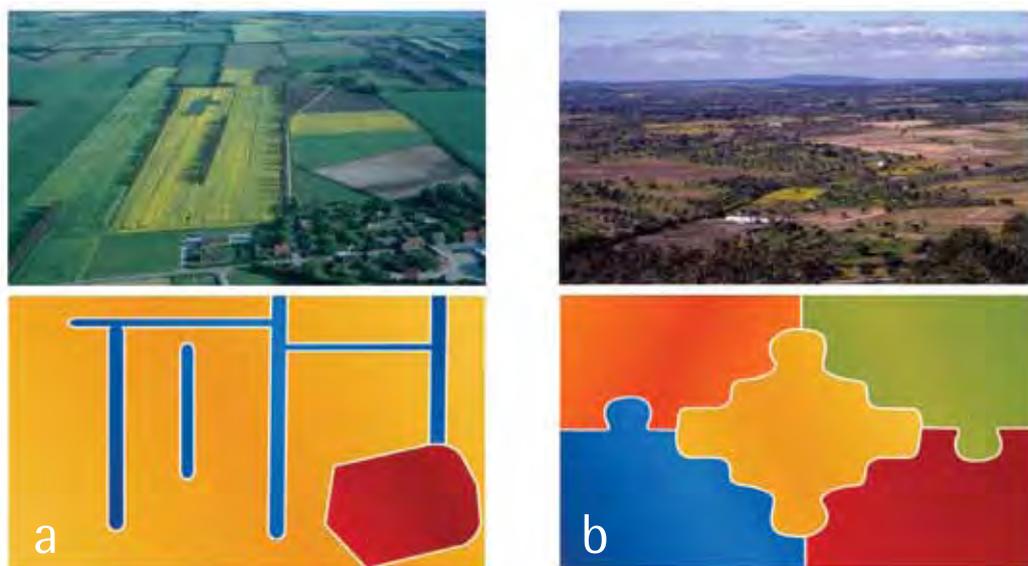


Figura 3.2.2 Descripción de los modelos de paisaje: diferencias entre a) paisajes con usos del suelo especializados e intensivos, con límites claros y una matriz de parcelas y corredores bien definida y, b) paisajes de sistemas de usos del suelo extensivos y difusos (fuzzy), donde la matriz no está clara y las parcelas que componen el mosaico tienen límites poco definidos y han de identificarse mediante un análisis con criterios preestablecidos.

desarrollo de modelos que representen gráficamente la variación gradual del territorio, generalmente, no están disponibles o todavía no están bien desarrolladas (Haines-Young, 2005).

En todos los tipos de modelos de paisaje, tanto en los que tienen límites claros, como en los difusos,

los corredores ripícolas son siempre elementos reconocibles, diferenciados de los alrededores por su forma y textura y por su estructura en conjunto en forma de red. Estos corredores configuran y estructuran el paisaje a escalas diferentes y a través de ellos se procesan flujos importantes de energía, materia y seres vivos (Saraiva, 1999).

Los corredores ripícolas como elementos diversificadores y estructurantes del paisaje

Los diferentes tipos de cursos de agua, y los corredores ripícolas asociados, cumplen una serie de importantes funciones paisajísticas como reguladores, proveedores y productores (de Groot, 2006), entre las que destacan el drenaje pluvial, la retención de agua, el transporte y el almacenamiento de materia, el almacenamiento y flujo de energía, el mantenimiento de los recursos genéticos, la auto-limpieza, la aportación de hábitat y la contribución en el equilibrio de las oscilaciones climáticas (Bastian y Steinhardt, 2002). Cuanto más importante es la masa de agua y el corredor ripícola, más importantes son también estas funciones. Un análisis exhaustivo de una masa de agua desde la ecología del paisaje empieza con las áreas de captación y nacimiento, y examina el curso entero con todas sus influencias, integrando tanto los elementos bióticos como abióticos.

Además, como los cursos de agua están estructurados como una red, contribuyen a la conectividad espacial a la escala del paisaje, factor de gran relevancia para la dinámica de casi todas las especies animales. Cuando están bien conservados, los corredores ripícolas tienen una estructura diversificada, una parte interna, una parte externa y varios componentes, como la presencia de agua, que aumenta su interés ecológico y contribuye a la conectividad, si se compara con corredores más simples como las líneas de setos. La eficacia de un corredor depende, en primer lugar, de las especies que lo utilicen, pero también son relevantes la estructura de la vegetación (estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo), su composición de especies, la amplitud del corredor y la estructura de la orilla. La densidad de los corredores y el número de las intersecciones son también decisivas, independientemente del

contexto del paisaje. No obstante, en un modelo de mosaico matriz-mancha-corredor, la importancia de los corredores se evalúa más fácilmente y se ha demostrado que cuanto más alta es la fragmentación, más significativo es el papel de los corredores (Burel y Baudry, 1999). Sin embargo, se debe puntualizar que existe un gran vacío de conocimiento sobre el papel exacto de los corredores en cuanto a su participación en la mitigación de los efectos de la fragmentación en los diferentes modelos de paisaje, especialmente, en los modelos difusos, donde el gradiente puede determinar en mayor medida el comportamiento de las especies que la parcelación y la conexión de los corredores (Haines-Young, 2005). Como se ha mencionado anteriormente, los ecólogos del paisaje deberían considerar el modelo, incluyendo parcelas y corredores, más como una variable explicativa, cuyo análisis debe empezar con la consideración de los procesos ecológicos (Wu y Hobbs, 2000). Sin embargo, incluso con estas limitaciones, los corredores ripícolas son de gran importancia en el comportamiento de muchas especies, tanto por su papel como hábitat, como por actuar como elemento conector (Burel y Baudry, 1999).

Desde otra perspectiva, los corredores ripícolas también aseguran una multitud de funciones de información y de soporte, como las clasificó De Groot (2006): tienen un papel estético, ético y social, ya que contribuyen, a menudo de forma notable, a la belleza y diversificación del paisaje y, de esta forma, a su apreciación por varios tipos de usuarios; están implicados en la educación y la formación y se utilizan para recreo de muchas maneras (Bastian y Steinhardt, 2002). Especialmente, en los paisajes rurales abiertos o semiabiertos, la presencia de

un corredor ripícola bien constituido aumenta la diversidad del mosaico y es un elemento estructurante que mejora el atractivo del paisaje. Esto se aplica a paisajes agrícolas, pero también, de una forma clara, a paisajes con predominio urbano, donde, a menudo, este tipo de corredores son los únicos elementos naturales que se conservan. Los cursos de agua y sus corredores ripícolas, con su estructura

de red estrechamente relacionada con el relieve y la morfología, pero, también, con la capacidad y el uso del suelo, se pueden ver como un tipo de esqueleto del paisaje. De esta forma, para un observador, la presencia de vegetación de ribera, en diferentes tipos de ambientes, ayuda a leer y comprender el paisaje, además de contribuir a su calidad estética.

Conclusiones: el desafío de la multifuncionalidad en la gestión integrada del paisaje.

La multifuncionalidad ha emergido en los últimos años como un concepto clave y refleja la transición de una comprensión productivista del medio rural a una post-productivista (Wilson, 2000). Dicho en otras palabras, los paisajes rurales han pasado de ser áreas de producción a ser áreas de consumo. Además del papel tradicional como sitios de producción de alimentos y fibras y como vivienda de la población rural, en otros sectores de la sociedad crecen las expectativas con respecto a los paisajes rurales y se comienzan a valorar otras funciones, como la conservación de la biodiversidad, de la calidad del agua, la prestación de servicios como espacios recreativos y el mantenimiento de la identidad cultural. Estas funciones, que pueden ser prestadas por varias unidades espaciales, combinadas o por separado, pueden definirse como los bienes (materiales) y servicios (inmateriales) proporcionados por el paisaje, que satisfacen las necesidades, las demandas y las expectativas humanas, en un sentido amplio, y son valorados por la sociedad (De Groot, 2006). Y, de esta manera, mediante la demanda social de estas funciones diferentes, la multifuncionalidad

ha emergido como un nuevo paradigma para la planificación y la gestión paisajísticas, a menudo, basado en la asunción de que más funciones dan como resultado mayor sostenibilidad, incluso si no se ha demostrado científicamente la relación entre ambas (OECD, 2001).

Los corredores ripícolas contribuyen positivamente en la mayoría de las funciones del paisaje anteriormente mencionadas. La densidad de la red y el estado del corredor, donde la estructura, la diversidad y la continuidad de la vegetación y la calidad del agua son las mayores preocupaciones, se presentan como los factores principales que maximizan la multifuncionalidad. Por ello, las estrategias de gestión integrada que se centran en la multifuncionalidad del paisaje deberían prestar especial atención a los corredores ripícolas, considerando, de forma integrada, todas sus dimensiones y sus variaciones espacial y temporal (Saraiva, 1999).

Bibliografía

Antrop M (1999) Background Concepts for Integrated Landscape Analysis. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 77:17-28

Bastian O, Steinhardt U (eds) (2002) *Development and Perspectives of Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers, London

Brandt J (1998) New perspectives for Landscape Ecology. En: Pinto-Correia T, Cancela d'Abreu M (eds). *Challenges for Mediterranean Landscape Ecology: the Future of Cultural Landscapes – examples*

from the Alentejo region. *Proceedings of the I National Landscape Ecology Workshop (APED)*, Montemor-o-Novo, Portugal

Burel F, Baudry J (1999) *Ecologie du paysage. Concepts, Méthodes et Applications*. Editions TEC&DOC, Paris

Council of Europe (UNEP/ECNC) (1996) *The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. A Vision of Europe's Natural Heritage*. The Netherlands

- Council of Europe (2000) European Landscape Convention, T-Land (2000) 6, Strasbourg
- De Groot R (2006) Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75:175-186
- European Centre for Nature Conservation (ECNC) (1997) Action Theme 4: European Landscapes. Draft Action Plan for European Landscapes, ECNC, Tilburg
- Forman RTT (1995) Land mosaics, the ecology of landscapes and regions. Cambridge university press, Cambridge
- Forman RTT, Godron M (1986) Landscape Ecology. John Wiley and Sons. New York
- Green BH (2000) Policy, planning and management initiatives in European cultural landscape conservation. En: Klijn J, Vos W (eds). From Landscape Ecology to Landscape Science, 57-72. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston/London
- Haines-Young R (2005) Landscape Pattern: context and process. En: Wiens J, Moss M (eds). Issues and perspectives in Landscape Ecology, 103-111. Cambridge University Press
- Lorzing H (2001) The Nature of landscape. A Personal Quest. 010 Publishers, Rotterdam
- McGarigal K, Cushman SA (2005) The gradient concept of landscape structure. En: Wiens J, Moss M (eds). Issues and perspectives in Landscape Ecology, 112-119. Cambridge University Press
- Nassauer J (ed) (1997) Placing nature. Culture and Landscape Ecology. Island Press, California
- Naveh Z, Lieberman A (1994) Landscape Ecology - Theory and Application. Springer-Verlag, New York
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2001) Multifunctionality, Towards an Analytical Framework. OECD Publication Service, Paris
- O'Riordan T, Voisey H (1998) The Transition to Sustainability, The Politics of Agenda 21 in Europe. Earthscan, London
- Palang H, Fry G (2003) Landscape Interfaces. Cultural heritage in Changing Landscapes. Landscape Series, Kluwer Academic Publishers, London
- Saraiva G (1999) O Rio como Paisagem. Textos Universitários de Ciências Sociais e Humanas. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa
- Stanners D, Bourdeau P (eds) (1995) Europe's Environment. The Dobris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen
- Van Doorn A, Pinto-Correia T (2007) Finding a way to reality Mapping land cover in the agro-silvo pastoral landscapes of the Mediterranean: reflections from South Portugal. *Agroforestry Systems* (accepted August 06)
- Wilson GA (2000) From productivism to post-productivism... and back again? Exploring the (un)changed natural and mental landscapes of European agriculture. *Transactions of the Institute of British Geographers* 26:77-102
- Wolters AR (2000) The action plan for European landscapes; a challenge for science and policy. En: Klijn J, Vos W (eds). From Landscape Ecology to Landscape Science, 129-137. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston/London
- Wu J, Hobbs R (2000) Key issues and Research Priorities in landscape Ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17:355-365
- Zonneveld IS (1990) Scope and concepts of Landscape Ecology as an emerging science. En: Forman F, Zonneveld IS (eds). Changing Landscapes: An Ecological Perspective. Springer-Verlag. New York

Introducción

El continuo deterioro de los corredores fluviales ha motivado la necesidad de determinar su biodiversidad e integridad ecológica (Postel, 1998; Baron *et al.*, 2002). La protección de los ríos y sus riberas depende de una gestión eficaz (Gordon *et al.*, 2004), que, a su vez, se apoya en el conocimiento exacto y preciso sobre la condición de estos sistemas (Holling, 1978; Ringold *et al.*, 1996). Además, los temas relacionados con el agua y los recursos ripícolas llegarán a ser probablemente más complejos en el futuro (Simonovic, 2002) y requerirán esfuerzos de evaluación y gestión proporcionales en magnitud (Verdonschot, 2000). Mientras las actuales leyes y prácticas se esfuerzan en regular las actividades humanas que afectan a los sistemas fluviales, el escaso conocimiento sobre la ecología de los corredores fluviales, la rivalidad de intereses, las políticas ineficaces, y una infraestructura e instituciones públicas poco operativas limitan estas herramientas de gobierno (Page y Kaika, 2003).

Uno de los problemas encontrados en la protección de los ríos y sus riberas es la falta de información ecológica relevante sobre estos sistemas en su función como corredores fluviales, que es la escala en la que tienen lugar la mayoría de las actividades de gestión y de restauración (Palmer *et al.*, 2005). La información obtenida sobre el terreno se apoya en datos que describen las características de tramos o segmentos concretos de los corredores fluviales, tales como la estructura forestal, la riqueza de especies, las alteraciones antrópicas, etc. Tradicionalmente, los estudios de campo a largo plazo se han realizado para recoger y cartografiar esta información, centrándose particularmente en áreas protegidas. Sin embargo, las áreas de ribera pueden cubrir extensas redes lineales que, muy a menudo, quedan fuera de toda protección; por lo tanto, muchas de ellas siguen sin ser estudiadas y están mal gestionadas, y la relevancia de su conservación está infravalorada. Asimismo, los estudios en áreas específicas son recopilaciones estáticas de datos que no reflejan los atributos dinámicos que caracterizan a las áreas de ribera. Consecuentemente, los programas de seguimiento son necesarios para rastrear las tendencias temporales de la variabilidad natural y de los atributos de conservación, así como los niveles de impacto antrópico.

Durante las últimas dos décadas se han desarrollado muchas técnicas que integran estudios de campo rápidos. Estas técnicas detallan procedimientos estandarizados para la adquisición y la recopilación por personal cualificado de la información relevante sobre el estado físico, químico y biológico del medio, haciendo uso de estimaciones y mediciones visuales. Los protocolos de evaluación rápida son útiles tanto para un estudio de reconocimiento único como para programas de seguimiento mediante una serie de estudios. De hecho, su uso ha ayudado probablemente a cambiar el enfoque en la supervisión medioambiental, pasando de los estudios intensivos en una sola localidad a evaluaciones regionales más amplias con múltiples puntos de seguimiento (Goldsmith, 1991; Norris y Thoms, 1999).

Reconociendo sus limitaciones para proporcionar información en profundidad para usos de investigación, los métodos de evaluación visual rápida fueron desarrollados inicialmente por su sencilla aplicación y bajo coste (Resh y Jackson, 1993; Lenat y Barbour, 1993; Resh *et al.*, 1995; Sayer *et al.*, 2000). La mayoría de los protocolos de evaluación rápida intentan enfocarse en cuestiones relacionadas con el estado de conservación y se centran en cubrir los vacíos de información crítica que no se puede dilucidar desde la distancia mediante estudios preliminares o técnicas de análisis espacial. Además, los protocolos de evaluación rápida proporcionan información local básica y generalizaciones que son entendidas más fácilmente por los gestores de los recursos, las autoridades responsables y el público en general (Growth *et al.*, 1997; Bjorkland *et al.*, 2001). La utilización de protocolos de evaluación rápida fáciles de utilizar por organizaciones no gubernamentales y ciudadanos voluntarios cualificados para el seguimiento, la educación y la concienciación pública, desempeña un papel importante en las campañas de conservación (Newton, 2001; Middleton, 2001; Palmer *et al.*, 2005). Las evaluaciones rápidas *in situ* de las condiciones ripícolas pueden proporcionar información relevante para ayudar a priorizar aquellos tramos de corredores fluviales que requieren una gestión, protección, o acciones de restauración específicas (Greenwood-Smith, 2002; Gibbons y Freudemberger, 2006).

Este capítulo repasa algunos aspectos sobre los procedimientos de evaluación rápida para analizar sistemas ripícolas. Hemos limitado esta revisión a los procedimientos que se pueden emprender rápida y localmente y que emplean visitas a tramos concretos de los corredores fluviales.

En este capítulo se tratarán: a) definiciones de evaluación rápida y seguimiento, b) clasificación de la información ecológica, c) diseño del protocolo y d) gestión de los datos y comunicación.

La evaluación visual rápida en sistemas ripícolas

El estudio de las áreas de ribera se basa en la recolección de datos sobre las características físicas, químicas y biológicas con el fin de describir las comunidades biológicas, la composición y los procesos geomorfológicos, las interrelaciones ecológicas y el impacto de las actividades de origen antrópico. Sin embargo, los estudios sistemáticos de estas áreas son complejos, debido a factores básicos que caracterizan su estructura y función: heterogeneidad espacial y temporal a múltiples escalas, carácter dinámico de estos sistemas e influencia de procesos externos, a menudo en una escala más amplia (Odum, 1990). Consecuentemente, es común encontrarse con carencias de información local específica y las decisiones de gestión que afectan a la salud e integridad ripícolas se toman en ausencia de datos ecológicos válidos; esta situación es particularmente grave en áreas de ribera fuera de espacios protegidos (Petersen, 1992; Munné *et al.*, 2003; Gordon *et al.*, 2004).

La evaluación rápida puede proporcionar "instantáneas" sobre el estado del medio, a menudo, con un compromiso mínimo de recursos. La obtención de información a través de visitas es muy importante, incluso si no es exhaustiva o si incluye solamente algunas partes fundamentales del sistema (p. ej. existencia de especies no autóctonas, composición del arbolado, posibles alteraciones). Mientras que la teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son utilizados de manera rutinaria para capturar una vista sinóptica del área de interés y facilitar el análisis y la divulgación de los resultados, la información obtenida sobre el terreno puede aumentar notablemente la producción de datos ambientales generales en términos de conservación que no se pueden evaluar solamente con el uso de estas herramientas (Feinsinger, 2001).

El uso de la "opinión experta", cualificada es clave en muchos aspectos de la evaluación rápida, ya que las pistas visuales de indicadores específicos forman la base de este procedimiento de evaluación basado en el juicio. Las evaluaciones basadas en rasgos visuales se diferencian de otras metodologías de evaluación *in situ* que se concentran solamente en mediciones cuantitativas, en tres aspectos: primero, estas evaluaciones tienden a ser exhaustivas, incorporando muchas características del área de ribera y del río; en segundo lugar, son sistemáticas y estandarizadas sobre una amplia gama de condiciones y de ambientes; y tercero, los datos se agregan constantemente de modo que puedan producir un descriptor (o una puntuación) cualitativo o semi-cuantitativo de la condición del sistema ripícola y del río (Winger *et al.*, 2005; Sutula *et al.*, 2006).

Las metodologías de evaluación rápida utilizan estándares de comparación (puntos de referencia) para caracterizar niveles de calidad y así poder evaluar las condiciones de los sistemas ripícolas. Se asume que los valores específicos de las condiciones ecológicas pueden ser evaluados sobre la base de un estándar establecido o de una condición de referencia (Sutula *et al.*, 2006). Por lo tanto, este enfoque de "la condición de referencia" requiere información de base sobre la estructura y funcionamiento de diversos tipos de áreas de ribera en su estado "natural". Si no existen áreas de ribera naturales, las condiciones de referencia se pueden obtener de sistemas ripícolas mínimamente alterados o de aquellos cercanos a un estado natural. Los procedimientos de evaluación basados en puntos de referencia agregan sistemáticamente variables, que, mediante un sistema de puntuación, son calibradas respecto a un límite superior (la condición de referencia) que caracteriza la condición más cercana a la natural o mejor condición a alcanzar

por un sistema particular (Ferreira *et al.*, 2002). El conocimiento de las condiciones de referencia es, por tanto, necesario para que las evaluaciones basadas en indicadores empleen estándares de comparación.

Los protocolos de evaluación rápida difieren en sus objetivos dependiendo del ámbito geográfico y de la priorización de las características a evaluar. Por ejemplo, algunos protocolos se centran solamente en la vegetación de ribera mientras que otros evalúan tanto las características del cauce como las del área de ribera para proporcionar una visión general de la integridad del corredor fluvial. Todos los procedimientos de evaluación visual rápida implican la obtención de datos sobre el terreno, donde las estimaciones y medidas visuales se realizan a lo largo de un tramo de río preseleccionado. El sitio evaluado es un punto específico junto al curso de agua o una parcela longitudinal (o transecto) que puede extenderse desde 50 a 500 m de largo. La mayoría de

las evaluaciones de campo se pueden llevar a cabo en un plazo de 20 a 50 minutos por sitio.

Las evaluaciones visuales implican a menudo valoraciones subjetivas o semi-cuantitativas en lugar de mediciones exactas. En lo relativo a otros procedimientos de medición más detallados, las evaluaciones rápidas pueden tener menor precisión o pueden sacrificar información ecológica detallada; sin embargo, generalmente son más eficaces para detectar condiciones o tendencias dentro de un área geográfica más amplia que otros estudios en profundidad (Ward *et al.*, 2003; Winger *et al.*, 2005). Las evaluaciones rápidas proporcionan algunas de las herramientas más valiosas para el seguimiento de las áreas de ribera, porque son extrapolables a muy diversos tipos de ambientes ripícolas, estandarizables, estructuralmente simples, y conservadoras en cuanto a necesidad de recursos.

Tabla 3.3.1 Categorización simplificada de los protocolos de evaluación rápida más utilizados.

Tipos	Características	Ejemplos de Aplicación	Referencias
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Consulta bibliográfica 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Inventarios biológicos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Inventarios existentes de la composición de especies 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vegetation sampling (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974; Brown 2000) ▪ Riparian reference conditions (Ferreira <i>et al.</i>, 2002)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utilización de bioindicadores 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Índices basados en elementos bióticos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Índices de integridad biótica. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wetland Index of Biotic Integrity (IBI) (USEPA 1998; Karr and Chu 1999)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Caracterización hidrogeomorfológica 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Inventario de características abióticas/ Protocolos basados en índices abióticos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Inventarios de la geomorfología fluvial/ Estudios de erosión en las riberas de los cursos de agua. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hydrogeomorphic Assessment (HGM) (Brinson 1996)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Evaluaciones mixtas 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Protocolos mixtos basados en índices 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estudios de las condiciones ripícolas y acuáticas. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Riparian, Channel and Environmental Inventory (RCE) (Petersen 1992) ▪ River Habitat Survey (RHS) (Raven <i>et al.</i> 1998) ▪ Qualitat del Bosc de Ribera (QBR) (Munné <i>et al.</i> 2003) ▪ Stream Visual Assessment Protocol (SVAP) (Bjorkland <i>et al.</i> 2001)

Definiciones de seguimiento

El seguimiento es un proceso de evaluación que implica tanto una dimensión espacial como temporal (Brown, 2000) y puede entenderse como la extensión natural de un procedimiento de evaluación rápida. Sin embargo, las muy diversas definiciones de seguimiento han creado confusión, especialmente en la bibliografía sobre políticas de conservación y gestión (Spellerberg, 1991; Irvine, 2004). Para simplificar las diversas definiciones, se pueden considerar dos "categorías" generales de seguimiento: por un lado, el denominado seguimiento de vigilancia (*surveillance monitoring*), en su sentido amplio, se utiliza de forma generalizada para describir simples mediciones u observaciones periódicas de un proceso u objeto (Roberts, 1991; Comiskey *et al.*, 1999) y, por otro, una definición más estricta y concreta, articulada por Hellawell (1991), define el seguimiento como la "vigilancia periódica, a intervalos fijos o variables, realizada para determinar el grado de conformidad respecto a un estándar predeterminado o el grado de desviación de una norma prevista". Esta última definición implica la existencia de una hipótesis que conduce la investigación y que impone un grado mayor de disciplina y estructura, puesto que se trata de un seguimiento respecto a un estándar predeterminado y se conoce comúnmente como seguimiento de cumplimiento o conformidad (*compliance monitoring*) (Brown, 2000). Por ejemplo, el recuento de aves en bosques ripícolas es un tipo de seguimiento de vigilancia, mientras que un proyecto basado en una hipótesis de recuento de aves, diseñado para evaluar la restauración de la ribera a través del uso que las aves hacen del hábitat, es un seguimiento de cumplimiento. El seguimiento

de cumplimiento no revela siempre el valor exacto de las características medidas; a menudo indica solamente si se ha cumplido un estándar. Este tipo de seguimiento presupone que se tiene ya una idea de los resultados posibles a obtener en el muestreo y una buena referencia con la cual comparar.

Algunos investigadores consideran el seguimiento de cumplimiento como la norma y la única forma verdadera de seguimiento científico (Goldmith, 1991; Hellawell, 1991); además, con frecuencia se refieren a cualquier otro tipo de seguimiento como "reconocimiento" o "vigilancia". Esta dicotomía es artificial, porque estudios repetidos pueden proporcionar datos para detectar patrones y cambios en un cierto período de tiempo, y ambas categorías de seguimiento utilizan procedimientos de obtención de datos similares o idénticos (Elzinga *et al.*, 2001). Sin embargo, establecer la distinción entre seguimiento de vigilancia y seguimiento de cumplimiento es útil. Por ejemplo, cuando es necesario evitar que un proyecto de seguimiento que se centra en el cumplimiento de la aplicación de una ley recolecte datos mucho más allá de su propósito específico (Feinsinger, 2001). El seguimiento de vigilancia es generalmente mucho más simple que el seguimiento de cumplimiento, ya que admite una mayor variedad de procedimientos de recogida de datos y se utiliza, generalmente, para ayudar a obtener una gama más amplia de información medioambiental, tal como la información biológica de base. Los métodos de evaluación rápida pueden ser una fuente de información válida tanto para el seguimiento de vigilancia como para el de cumplimiento.

¿Por qué hacer un seguimiento?

El seguimiento debe ser una parte importante en la gestión de la conservación, debido a que proporciona información relevante. El éxito de un programa de seguimiento depende de una comprensión clara de sus objetivos específicos (Johnson, 1999), de su planteamiento estratégico y de un diseño apropiado. Las razones para un seguimiento incluyen:

- 1) La evaluación de la eficacia de las políticas o de una normativa (p. ej. valor de la restauración)
- 2) La evaluación del rendimiento, del funcionamiento o de la situación (p. ej. estado de un hábitat)
- 3) La detección de cambios; el seguimiento de señales de aviso incipientes (p. ej. la degradación ecológica)

4) La comprensión del funcionamiento ecológico a largo plazo (p. ej. cambios en la composición de especies, variabilidad natural).

Estas cuatro razones no son mutuamente exclusivas. Estableciendo metas y objetivos claros, algunas tareas

tendrán mayor importancia que otras, incluso a la luz de las diferencias de opinión entre científicos y partes interesadas (Goldsmith, 1991). Los objetivos y las estrategias del seguimiento se deben desarrollar con la implicación de todas las partes interesadas y deben tener un valor a corto y largo plazo (Nichols, 1991).

Definir los objetivos de seguimiento y “tipos de información ecológica”

Los gestores y los conservacionistas tienen que tratar, con frecuencia, necesidades múltiples y contrapuestas. Es necesario consultar diversas fuentes de información de los diversos puntos de vista. Para tomar decisiones de gestión y conservación adecuadamente, la consideración de las posibles necesidades contrapuestas ayudará a dirigir el diseño de los programas de seguimiento. Los programas de seguimiento integrados en un plan de gestión deben plantearse las siguientes seis preguntas (Goldsmith, 1991; Noss, 1999; Sayer *et al.*, 2000):

- 1) Propósito: ¿cuáles son los objetivos específicos del seguimiento?
- 2) Método: ¿cómo pueden ser alcanzados estos objetivos?

- 3) Análisis: ¿cómo se tratarán los datos?
- 4) Interpretación: ¿cómo se utilizarán los datos?
- 5) Difusión: ¿cómo se divulgarán los resultados?
- 6) Cumplimiento: ¿cuáles son los indicadores del cumplimiento de los objetivos?

El desafío de decidir qué información recoger y cómo utilizarla no es una tarea simple. La comprensión de las diversas categorías de información es importante para crear un protocolo eficaz, con el fin de obtener la información relevante. La figura 3.3.1 muestra una relación jerárquica de cinco “tipos de información ecológica relevante”. A continuación se describe cada una de estas categorías de información.



Figura 3.3.1 “Pirámide de los medios de obtención de información ecológica” donde se muestra una relación jerárquica entre cinco “tipos de acceso a la información ecológica”. Cada nivel proporciona la información necesaria para el desarrollo del nivel superior. La “evaluación” representa el nivel de integración de información ecológica más alto en la valoración e interpretación (adaptada de Innis *et al.*, 2000 y He-wood, 1997).

Conocimiento de la historia natural

En la biología de la conservación se suele acentuar la necesidad de contar con conocimiento de base en historia natural como punto de partida para el estudio de los ecosistemas (Janzen y Gámez, 1997; Rivas, 1997; Futuyma, 1998; Karr y Chu, 1999). Incluso detalles circunstanciales de la historia natural podrían ayudar a establecer una base de conocimiento de la cual pueda desarrollarse un marco conceptual de patrones y procesos ecosistémicos. Observaciones fortuitas de la biodiversidad pueden construir importantes líneas de base en lo que respecta a las cualidades biofísicas clave de los sistemas (p. ej. patrones migratorios de especies).

Este tipo de adquisición de datos puede ayudar a producir importantes fuentes de información sobre

elementos tales como condiciones de referencia "históricas", definiciones de tipos de hábitat, distribuciones del hábitat, requisitos de las especies, rareza de la especie, tendencias de la población y otros patrones ecológicos específicos de cada región. La información sobre la historia natural se puede recopilar simultáneamente a las fichas de campo dentro de un proceso de evaluación rápida (es decir, añadiendo campos de información especial en la ficha relacionados con la historia natural, tales como rareza de una especie, especies alóctonas, etc). Las observaciones de campo y los sondeos pueden ser sistematizadas y analizadas más adelante para proporcionar un importante conocimiento de base relevante en temas de conservación. (Bibby *et al.*, 1998).

Inventario

Un inventario es una forma sistemática de compilación de datos sobre la historia ecológica y natural, en la cual se registran listas de acontecimientos u observaciones de interés. Los inventarios catalogan características observables, incluyendo aspectos físicos, químicos, biológicos, así como elementos del hábitat y del paisaje (Innis *et al.*, 2000). Los resultados de los inventarios se utilizan generalmente para catalogar datos cuantitativos, que han sido recogidos como "instantáneas en el tiempo". Los procedimientos estandarizados del inventario son, obviamente, un apéndice fundamental de las bases de conocimiento de la historia natural. Estos

datos se organizan fácilmente en bases de datos y en mapas. Un ejemplo de aproximación "rápida" a la elaboración de inventarios de biodiversidad son los métodos de división en parcelas usados para recoger sistemáticamente datos sobre vegetación y tipos de hábitat; estos métodos se han empleado con éxito durante mucho tiempo (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974; Dimpoulos *et al.*, 2005). La mayoría de los procedimientos de evaluación o seguimiento requieren puntos de referencia, respecto a los cuales se puedan comparar cambios futuros. Los inventarios pueden ayudar a desarrollar estas bases de conocimiento.

Clasificación

Los sistemas de clasificación agrupan la información ecológica según atributos ambientales o biológicos comunes (Innis *et al.*, 2000). En estudios o proyectos

de evaluación es indispensable establecer un cierto nivel de clasificación o de estratificación para los sitios inventariados y un procedimiento

de clasificación bien estructurado para comparar lugares con tipos de ribera similares, debido a que los sistemas ripícolas exhiben una variación natural muy alta. O'Keefe *et al.* (1994) demostraron que la clasificación proporciona una gran ayuda en la organización y la comprensión de sistemas complejos. Un sistema de clasificación ilustra diferencias entre lugares variados, y los criterios usados para mostrar desviaciones entre los grupos o elementos deben ser seleccionados teniendo en cuenta el

usuario final y el propósito definido (Gordon *et al.*, 2004). Los proyectos de clasificación son un paso importante hacia la organización jerárquica de la información y su desarrollo debe estar dirigido por un propósito específico. Por ejemplo, los sistemas de clasificación son, generalmente, un requisito previo para desarrollar condiciones de referencia específicas a cada nivel jerárquico, calibrar y adaptar índices y aplicar diferentes métodos de evaluación.

Indicadores e índices

Los indicadores son parámetros bióticos o abióticos discretos que se utilizan para evaluar condiciones ambientales y para detectar cambios (Comiskey *et al.*, 1999). Los valores de uno o más indicadores relacionados se pueden combinar para proporcionar un resultado o índice de evaluación único (Williamson *et al.*, 1982). Los índices integrados, por tanto, están formados por la suma de parámetros individuales y se pueden utilizar como una herramienta cuantitativa que simplifica el uso de diversos indicadores con pesos relativos diferentes (Karr y Chu, 1999).

Para que los índices constituyan una herramienta cuantitativa rigurosa, se debe prestar atención a la selección y uso de indicadores apropiados y comprobar que representan adecuadamente la estructura, función y composición del sistema en estudio (Dale y Beyeler, 2001). En el peor de los casos, el uso de indicadores inadecuados puede sustentar una toma de decisiones que es incompatible con los objetivos de conservación (Boháč y Fuchs, 1991; Butterworth, 1995; Comiskey *et al.*, 1999; Dale y Beyeler, 2001). Los indicadores seleccionados deben incluir las siguientes características:

1) Importancia ecológica - los indicadores deben proporcionar una valoración científica de los componentes ecológicos seleccionados para medir o detectar, por ejemplo, alteraciones o fuentes de presión.

2) Sensibilidad - los indicadores deben ser sensibles a cambios sutiles en los componentes ecológicos estudiados.

3) Velocidad - los indicadores deben ser capaces de responder inmediatamente a cambios en los componentes ecológicos en estudio.

4) Posibilidad de ser medidos y estandarizados - los indicadores deben ser fáciles de detectar y medir en una amplia gama de condiciones.

5) Facilidad de comprensión - los indicadores deben proporcionar resultados inequívocos.

6) Relación coste-utilidad - incluye la facilidad relativa de su uso y la utilización mínima de recursos para obtener resultados.

Aunque se han aplicado con éxito muchas versiones del extensamente copiado Índice de Integridad Biótica (IBI) a cursos fluviales, su uso en sistemas terrestres y de ribera ha necesitado de un mayor esfuerzo (Andreasen *et al.*, 2001). La heterogeneidad espacial y temporal característica de los ambientes riparios puede hacer necesario el uso de indicadores específicos en cada región; esto, por tanto, requiere la comprobación, validación y normalización del índice para producir datos fiables sobre las condiciones ambientales y ecológicas en estudio (Keith y Gorrod, 2006).

Evaluación

Las evaluaciones que proporcionan información ecológica son el nivel más integrado de información sobre sistemas naturales. Representan afirmaciones integrales sobre el estado actual de un sistema y los factores que contribuyen a dicho estado (Innis *et al.*, 2000). Deben estar basadas en el conocimiento de la ecología del lugar y deben tener en cuenta sus propiedades físicas, químicas y biológicas y las relaciones entre ellas en el espacio y en el tiempo (Mattson y Angermeier, 2007).

Utilizando la analogía de la medicina preventiva, Irvine (2004) compara las evaluaciones con revisiones médicas periódicas. Las evaluaciones pueden identificar masas de agua con riesgo de no cumplir criterios predeterminados. Como en las revisiones médicas, dependen de un cierto grado de juicio experto y de indicadores bien definidos.

Las condiciones de referencia o las líneas de base estándar son ejes centrales de las evaluaciones; representan el conjunto de condiciones que pueden esperarse en ausencia de impacto antrópico (Nijboer *et al.*, 2004). Las condiciones de referencia sirven como estándares de comparación a partir de los cuales se mide el grado de debilitación de sistemas ecológicos o hábitats como resultado de la actividad humana. Aunque haya muchas metodologías utilizadas para establecer condiciones de referencia, la práctica más común es definir los límites espaciales utilizando lugares de estudios inalterados o mínimamente alterados, representativos de los tipos de ecosistemas a estudiar y donde las cualidades biológicas y ambientales son conocidas.

Diseño, desarrollo o adaptación de un protocolo de evaluación rápida

El diseño estratégico de un protocolo de evaluación rápida es fundamental para la obtención de información útil y de alta calidad para programas de conservación, el cumplimiento de normativas, u otras necesidades de gestión. En ausencia de un planteamiento exhaustivo, los protocolos diseñados de manera inadecuada pueden proporcionar información que carece de precisión o especificidad y llevar a conclusiones erróneas (Droege, 1999; Dale y Beyeler, 2001). Los protocolos que no han sido bien planteados son una pérdida de tiempo, energía y otros recursos, y pueden retrasar el inicio de las actividades de conservación. Por lo tanto, antes de adaptar un protocolo existente, se deben responder las siguientes preguntas:

- 1) ¿Cuáles son los objetivos del programa de evaluación?
- 2) ¿Hay una jerarquía de objetivos? En caso afirmativo, ¿cuál es?

3) ¿Qué indicadores deben ser evaluados?

4) ¿Cómo será utilizada la información?

5) ¿Qué protocolos existen ya y qué modificaciones son necesarias para hacerlos aplicables a las condiciones y necesidades del área de interés?

Hay numerosos protocolos muy completos, que incluyen fichas de campo y pautas para la recolección y el análisis de datos. Por lo tanto, con el fin de ahorrar esfuerzos, se debe considerar el uso de los protocolos ya existentes. Si se identifica uno que pueda resultar apropiado, un proyecto piloto permite determinar su adaptación a las necesidades y condiciones específicas del lugar; este ejercicio puede servir también como actividad de aprendizaje para el personal técnico y directivo. Otras consideraciones (USEPA, 2005; BCMOF, 2002; Vives *et al.*, 1996) que deberían ser tenidas en cuenta antes de diseñar un protocolo incluyen lo siguiente:

a) Alcance del protocolo: debe tener una orientación regional (destinado a una región específica) o universal (aplicable a una amplia gama de condiciones fisiográficas y ambientales).

b) Revisión de los datos disponibles e identificación de los vacíos de información.

c) Criterios para la validación de datos (exactitud, precisión, representatividad, tendencia, comparabilidad y rango de validez).

d) Datos de campo y otros parámetros o variables que deben ser evaluadas.

e) Coordinación y programación de los procesos de evaluación.

f) Diseño de la red de muestreo (orientado o probabilístico).

g) Métodos empleados para el análisis de las muestras.

h) Planes de control para garantizar la calidad de los datos.

i) Gestión de datos.

j) Dirección y supervisión del proyecto.

k) Formación del personal en la aplicación del protocolo.

l) Disponibilidad de recursos, incluyendo aspectos financieros, de personal, materiales, logísticos y programáticos.

Una vez terminada la adaptación o el diseño del protocolo, un esquema de gestión y dirección básicos puede ayudar notablemente a mejorar la calidad de la información recogida durante el proyecto (Somerville y Pruitt, 2004; Sutula *et al.*, 2006). Estos pasos adicionales incluyen las siguientes actividades:

1) Formación y revisión del protocolo por parte de todo el personal implicado en el proyecto.

2) Visitas repetidas a los mismos lugares para probar diferentes aplicaciones del protocolo.

3) Pruebas en el terreno rigurosas para asegurarse de que las mediciones son reproducidas con niveles similares de precisión entre los lugares y el personal de campo.

4) Transparencia en la metodología usada y los datos obtenidos mediante su difusión escrita y a través de otros medios.

La financiación limitada es generalmente un desafío importante para los proyectos de evaluación rápida. Por ello, en su diseño debe ser analizada la utilización de recursos, incluyendo los costes directos e indirectos. Con frecuencia, la totalidad de los costes de un proceso de evaluación rápida no son tomados en cuenta o están subestimados en gran medida (Caughlan y Oakley, 2001). Por otro lado, es posible que sean aplicados otros protocolos "de mayor alcance" de forma paralela a los procesos de evaluación rápida (p. ej. seguimiento de la Directiva Marco del Agua), de tal modo que es necesario cuestionar la importancia relativa de la evaluación rápida, su peso en el esquema total de la gestión y sus requerimientos en cuanto a recursos. El uso del conjunto apropiado de indicadores ecológicos, por lo tanto, debería estar orientado por los costes, así como por las necesidades científicas.

En conclusión, el desarrollo de protocolos de evaluación rápida y seguimiento puede plantearse en cuatro etapas importantes, como se subraya en la figura 3.3.2.

a) Estudio preliminar y necesidades de información (p. ej. extensión del área ripícola)

b) Planteamiento de las preguntas específicas de la evaluación (p. ej. impactos de origen antrópico o natural)

c) Diseño del protocolo (p. ej. indicadores específicos o unidades de medida que se deben emplear en la ficha de campo)

d) Finalización del protocolo (p. ej. prueba *in situ*, validación y ajuste del protocolo).

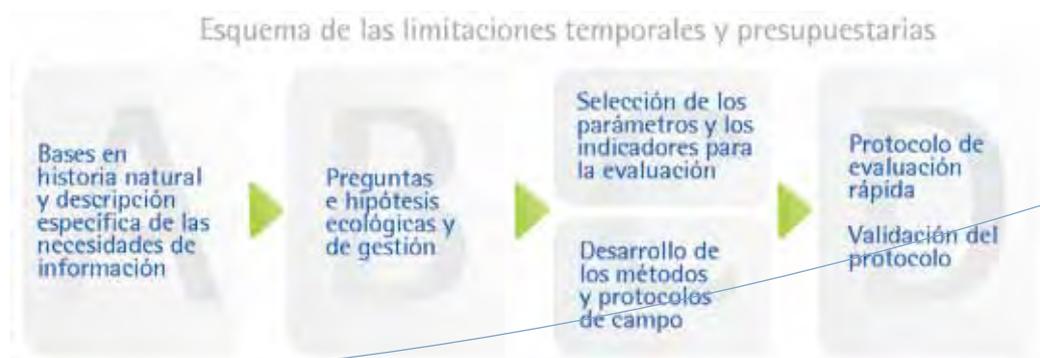


Figura 3.3.2 Esquema simplificado para el desarrollo de protocolos de evaluación rápida. A: Necesidades de información; B: Planteamiento del estudio; C: Diseño del protocolo; D: Finalización (adaptado de Catsadorakis, 2003).

Consideraciones sobre la evaluación rápida y el seguimiento

A pesar de la disponibilidad de una diversa gama de protocolos de evaluación para áreas de ribera, cursos de agua y zonas húmedas, la mayoría de ellos son poco utilizados. Además, el fracaso de muchos proyectos de evaluación y seguimiento en proporcionar información aplicable y de fácil uso ha potenciado el desarrollo de estrategias "a la carta" para obtener información sobre estos entornos (Innis *et al.*, 2000; Gibbons y Freudenberg, 2006). A pesar de que es posible recoger y evaluar muchos parámetros biológicos y ecológicos mediante procedimientos visuales, sólo un número limitado de ellos se ha mostrado útil a la hora de proporcionar información sobre impactos antrópicos en los sistemas biológicos, o para dar respuesta a los planteamientos específicos de los programas de seguimiento (Goldsmith, 1991; Ward *et al.*, 2003). Los resultados de la evaluación y el seguimiento son elementos clave en la toma de decisiones y deben reflejar las prioridades específicas en la gestión de los programas de conservación (Clewel y Rieger 1997). Con el fin de asegurar que los procesos de evaluación y seguimiento son compatibles con los objetivos de conservación y de gestión, deben ser considerados los siguientes planteamientos generales (Brown y Rowell, 1997):

- a) ¿Cuáles son las "mejores", o "más significativas" características que se van a supervisar?
- b) ¿Cuáles son los mejores, o más apropiados métodos que hay que utilizar, y qué problemas secundarios pueden originar (p. ej. daños a los hábitats y a las especies; pérdida de información crítica)?
- c) ¿Cómo serán comprobadas las conclusiones para saber si son exactas, precisas y aplicables en cuanto a los temas y áreas de interés?
- d) ¿Se han planteado los requerimientos del programa de evaluación o seguimiento dentro de las líneas y posibilidades financieras, administrativas y de logística de la entidad financiadora?
- e) ¿Estará disponible la información a su debido tiempo para apoyar la toma de decisiones o la situación requiere una intervención inmediata?

Los programas rápidos de evaluación y seguimiento pueden verse como un tipo de estudio ecológico aplicado (Pickett *et al.*, 1997), y como tales deben adherirse a criterios rigurosos en todas las fases, incluyendo el trabajo de campo, el manejo de

muestras y la gestión de datos. El tipo de análisis estadístico que se va a llevar a cabo deberá ser definido previamente al diseño (Elzinga *et al.*, 2001) y ser ejecutado por personal cualificado. Finalmente, debe tenerse en cuenta que las evaluaciones rápidas y el seguimiento no pueden sustituir a la investigación ecológica detallada, la cual es indispensable para entender la estructura y función de los sistemas naturales.

Gran parte del éxito de los programas de evaluación rápida reside en el juicio experto: la selección de indicadores apropiados; la elección de las unidades de medida; ponderación e interpretación de los datos; y la evaluación y valoración de los resultados (Karr y Chu, 1999). El juicio experto, a su vez, depende, en parte, de una comprensión de la historia natural del área, incluyendo su inherente variabilidad de

condiciones y la composición de la comunidad biológica (Futuyma, 1998; Andreason *et al.*, 2001).

Finalmente, las decisiones de gestión pueden requerir información en una escala espacial y temporal que no puede alcanzarse únicamente mediante actividades a corto plazo o actividades específicas de evaluación rápida sobre el terreno. La obtención de información a mayor escala, usando la teledetección y los modelos espaciales, se utiliza cada vez más con buenos resultados. El último desafío es integrar estas múltiples áreas de investigación en un marco holístico que proporcione información relevante de forma eficiente y económica. Los métodos de evaluación rápida y de seguimiento *in situ* son sólo una pieza más de este gran proceso de recogida de información, en el cual la divulgación del proceso y de los resultados no debe ser subestimada.

Gestión de datos

La integración de los resultados de la evaluación y el seguimiento en el día a día de las políticas de conservación es, en gran medida, un ejercicio de gestión de la información (Janzen y Gámez, 1997). Todas las fases en la gestión de datos, incluyendo el volcado, la evaluación de la calidad, su almacenamiento y su comprobación conllevan riesgos de error (Michener y Brunt, 2000). Sin embargo, se pueden incorporar controles en el diseño del proceso para protegerse de errores operativos (p. ej. información inexacta o incompleta) o de juicio. Los procedimientos eficaces de gestión de la información también ayudan a determinar el uso eficiente y apropiado de los resultados para alcanzar las metas de conservación. Las fuentes de error potenciales más importantes incluyen la recogida inicial de datos, el volcado desde las fichas de campo a la base de datos informatizada y el análisis estadístico inadecuado. Los controles de calidad pueden incluir la calibración de los instrumentos, el uso de listas de cotejo o procedimientos de doble entrada de datos en el ordenador (Shampine, 1993; Barbour *et al.*, 1999). Los datos deben recogerse en un formato que permita

su fácil recuperación, accesibilidad para el análisis, mantenimiento de su integridad y flexibilidad para ajustarse a aplicaciones futuras (Jenkinson *et al.*, 2006). El uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y de bases de datos simples facilita el análisis y el almacenamiento de datos (Sayer *et al.*, 2000).

Los costes que conlleva una gestión de datos apropiada son frecuentemente subestimados u obviados en muchos proyectos de evaluación rápida y seguimiento (Caughlan y Oakley, 2001). Los encargados del proyecto deben incorporar todos los costes de la gestión de datos en los presupuestos, incluyendo costes de control de calidad. Esta inversión aumenta la rentabilidad total de un proyecto, puesto que el mismo proceso de control de calidad elimina o minimiza la cantidad de información perdida o la necesidad de repetir etapas en la gestión de datos (Shampine, 1993). Para maximizar la eficacia y la rentabilidad del proceso de gestión de la información, se debe incluir expertos en esta área en el equipo del proyecto desde su planificación.

Transferencia de la información

Una transferencia de la información clara, concisa e inequívoca es básica para el éxito de las actividades de conservación en las áreas de ribera (Bell y Morse, 1999; Baron *et al.*, 2002; Naiman *et al.*, 2005). La mayoría de los protocolos de evaluación rápida están diseñados para promover un intercambio de información entre los investigadores y el público en general (Bjorkland *et al.*, 1998; Gibbons y Freudenberg, 2006). Los investigadores necesitan valorar los resultados de los proyectos de evaluación según su relevancia en términos de conservación e identificar áreas donde los datos son insuficientes o hay una falta de comprensión. El éxito de los esfuerzos de conservación depende, en última instancia, de la comunidad local, no sólo de los científicos y los responsables que tengan una implicación profesional en la gestión territorial y de los recursos. Las perspectivas de éxito de los esfuerzos de conservación aumentan cuando los científicos y los gestores responsables adoptan un enfoque dinámico en su comunicación y proporcionan a la comunidad información útil (Feinsinger, 2001). La necesidad de difundir y popularizar la información científica sobre el medioambiente adquiere cada vez mayor importancia; por ejemplo, la Directiva Marco del Agua exige la "consulta efectiva a los agentes sociales" (Irvine, 2004). Los fallos y la ineficacia en el

flujo de la información entre la dirección del proyecto y la administración, así como las organizaciones civiles y la población en general, incrementa el riesgo de desmotivar a sectores de la población y puede contribuir, en última instancia, al deterioro de las redes sociales que apoyan los proyectos de conservación e investigación. Un programa de difusión y educación bien diseñado depende de la integración eficaz entre la ciencia, la educación y la toma de decisiones. Por ello, es importante que los gestores responsables, los científicos y otras partes interesadas establezcan lazos de contacto que permitan el flujo de la información de forma transparente y organizada. Por otro lado, un proyecto de evaluación rápida bien concebido y de fácil aplicación puede convertirse, en sí mismo, en una herramienta importante de educación e integración de la comunidad. Cuando este tipo de herramienta es utilizado por grupos de voluntarios dentro de programas más amplios, como iniciativas de "custodia del territorio" o de "adopción de un río", los protocolos de evaluación rápida permiten que la comunidad asuma una parte activa en la vigilancia de las áreas de interés y ayudan a fomentar una mejor comprensión y aprecio de la historia natural y de su vínculo con el patrimonio cultural (Newton, 2001; Middleton, 2001).

Tabla 3.3.2 Esquema simple del proceso de comunicación enfocado a maximizar el impacto de una iniciativa de evaluación o reconocimiento (modificado de Bibby *et al.*, 1998).

Audiencia	Mensaje	Canal de transmisión
<ul style="list-style-type: none"> Comunidades locales 	<ul style="list-style-type: none"> Estamos interesados en esta área porque ... Nuestros intereses no presentan una amenaza porque ... ¿Querría usted participar activamente en el cuidado y conservación de sus ríos mediante su adopción? 	<ul style="list-style-type: none"> Claramente verbal Con tacto y actitud respetuosa Abiertamente; con un enfoque participativo. Nota de prensa / hoja informativa / artículo accesible en un medio local Herramientas especializadas (cursos de formación, manuales, excursiones guiadas, etc.)
<ul style="list-style-type: none"> Técnicos regionales y nacionales 	<ul style="list-style-type: none"> Aquí tiene alguna información que puede encontrar útil ... Esta evaluación es relevante y propone ... 	<ul style="list-style-type: none"> Diplomacia Informes escritos con claridad y simplicidad, adecuados a las necesidades particulares
<ul style="list-style-type: none"> Científicos – ONG's o gobiernos nacionales o internacionales 	<ul style="list-style-type: none"> Aquí tiene un informe sobre una reciente evaluación rápida ... 	<ul style="list-style-type: none"> Publicaciones científicas Informes no publicados Datos almacenados

Conclusión

Los procesos de evaluación rápida y seguimiento con éxito deben ser relevantes para la teoría ecológica, estadísticamente fiables, rentables y capaces de promover una comunicación dinámica y eficaz entre la sociedad. Las áreas de ribera son sistemas complejos que cubren extensas redes lineales del paisaje; su amplia distribución y heterogeneidad a menudo dificultan los planes de conservación y restauración. Para que los responsables de la gestión de las áreas de ribera sean más eficaces en la aplicación de medidas de gestión y conservación, es importante disponer de información adecuada y apropiada sobre las características ecológicas y las condiciones ambientales de los sistemas. Para el inventario, clasificación y evaluación de entornos ripícolas son necesarios estudios de campo simples y científicamente rigurosos, ya que la mayoría de las acciones de gestión y restauración tienen lugar en esta escala espacial.

La conservación ha sido descrita como una "disciplina en crisis" que, generalmente, no tiene suficiente tiempo o recursos para llevar a cabo estudios ecológicos y ambientales en profundidad. Además, con frecuencia hay carencia de datos de campo sobre acontecimientos naturales o antrópicos que afectan a un área específica, aunque tal información sea un requisito importante para el diseño de los programas de conservación (Janzen y Gámez, 1997).

Los protocolos de evaluación rápida se han utilizado con éxito en áreas ripícolas con el fin de cubrir esta falta de información. Este tipo de evaluación es generalmente rentable al proporcionar una "instantánea" preliminar que puede utilizarse como enfoque inicial en los programas de evaluación y seguimiento.

También pueden ser utilizados paralelamente, acompañando protocolos de evaluación más rigurosos y herramientas cartográficas, y pueden servir como medio importante para implicar a la sociedad en la gestión del territorio. La ciudadanía puede contribuir y aprender sobre sistemas ecológicos, usando protocolos de evaluación rápida simples. Por otro lado, tanto los equipos de investigación como las organizaciones no gubernamentales de protección del medioambiente afrontan oportunidades únicas de crecimiento, si están dispuestas a invertir los recursos necesarios para la implementación de protocolos apropiados de evaluación rápida. Es importante que este esfuerzo proporcione, no sólo buenos datos científicos, sino también información útil y práctica que pueda ser utilizada en actividades de conservación específicas o en la toma de decisiones de gestión medioambiental. El uso y el desarrollo de procedimientos de evaluación rápida deben continuar desempeñando un papel importante al afrontar los desafíos de la conservación de las áreas de ribera.

Bibliografía

Andreasen JK, O'Neill RV, Noss R, Slosser NC (2001) Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1:21-35

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) *Rapid Assessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. EPA 841-B-99-002. Second edition. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., USA

Baron JS, Poff NL, Angermeier PL, Dahm CN, Gleick PH, Hairston NG, Jackson RB, Johnston CA, Richter BD, Steinman AD (2002) Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12:1247-1260

Bell S, Morse S (1999) *Sustainability Indicators: measuring the immeasurable?* Earthscan Publications Ltd., London, UK

Bibby C, Jones M, Marsden S (1998) *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Expedition Advisory Centre/ Royal Geographic Society, London, UK

Bjorkland R, Pringle C, Newton B (1998) *Introduction to stream ecological assessment course. Trainer's Manual*. US Dept. of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C. USA

Bjorkland R, Pringle C, Newton B (2001) A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. *Environmental Monitoring and Assessment* 68:99-125

- British Columbia. Ministry of Forests. Forest Practices Branch (BCMOF). 2002. Assessing upland and riparian areas. Rangeland Health Brochure 1. (<http://www.for.gov.bc.ca/hfp/range/range.htm>)
- Brinson MM (1996). Assessing wetland functions using HGM. National Wetlands Newsletter 18:10-16
- Brown A (2000) Habitat monitoring for conservation management and reporting, 3: Technical Guide. Life-Nature Project no. Life95 NAT/UK/000821 Integrating monitoring with management planning: a demonstration of good practice on Nature 2000 sites in Wales. CCW
- Brown A, Rowell TA (1997) Integrating monitoring with management planning for nature conservation: some principles. *Natur und Landschaft* 72:502-506
- Boháč J, Fuchs R (1991) The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration 165-178. En: Jeffrey DW, Madden B, (eds). *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press, San diego, California, USA
- Butterworth FM (1995) Introduction to biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change. En: Butterworth FM, Corkum LD, Guzman-Rincon J (eds). *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change: A Handbook*, 1-8. Plenum Press, New York, USA
- Caughlan L, Oakley KL (2001) Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators* 1:123-134
- Clewell A, Rieger JP (1997) What practitioners need from restoration ecologists. *Restoration Ecology* 5:350-354
- Catsadorakis G (2003) An environmental monitoring system for a protected area. En: Karvellas D, Catsadorakis G, Maragou P, Nantsou Th, Svoronou E (eds). *Management of protected areas: a guide for best practice*. WWF / Hellenic Ministry of Environment, Planning and Public Works (In Greek)
- Comiskey JA, Dallmeier F, Alonso A (1999) Framework for assessment and monitoring of biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity* 3:63-73
- Dale VH, Beyeler SC (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10
- Dimopoulos P, Bergmeier E, Fischer P (2005) Monitoring and conservation status assessment of habitat types in Greece: fundamentals and exemplary cases. *Annali di Botanica* 5:7-20
- Droege S (1999) A 12-step program for creating a monitoring program: an extended abstract written in the everyday language of the wildlife biologist, 30-33. En: Ribric CA, Lewis SJ, Melvin S, Bart J, Peterjohn B (eds). *Proceedings of the marsh bird monitoring workshop*. U.S. Fish and Wildlife Service, Patuxent Research Refuge, National Wildlife Visitor Center, Laurel, Maryland, USA
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP (2001) *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science., Malden MA, USA
- Feinsinger P (2001) *Designing field studies for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, D.C., USA
- Ferreira MT, Albuquerque A, Aquiar FC, Sidorkewicz N (2002) Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Archiv für Hydrobiologie* 155:121-145
- Futuyma D (1998) Wherefore and whither the naturalist? *American Naturalist* 151:1-6
- Gibbons P, Freundenberger D (2006) An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management and Restoration* 7:10-17.
- Goldsmith B (ed) (1991) *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall, London, UK
- Gordon ND, Macmahon TA, Finlayson B, Gippel CJ, Nathan RJ (2004) *Stream hydrology – an introduction for ecologists* (2nd Ed). John Wiley & Sons, Ltd.
- Growth JE, Chessman BC, Jackson JE, Ross DG (1997) Rapid assessment of Australian rivers using macroinvertebrates: cost and efficiency of 6 methods of sample processing. *Journal of the North American Benthological Society* 16:682-693
- Greenwood-Smith SL (2002) The use of rapid environmental assessment techniques to monitor the health of Australian rivers. *Water Science and Technology* 45:155-60
- Hellawell JM (1991) Development of a rationale for monitoring, 1-14. En: Goldsmith B (ed). *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall, London, UK
- Heywood V (1997) Information needs in biodiversity assessment – from genes to ecosystems. En: Hawksworth DL, Kirk PM, Dextre Clarke S (eds). *Biodiversity information: needs and options*. CAB International
- Holling CS, (ed) (1978) *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley, New York, New York, USA
- Innis SA, Naiman RJ, Elliott SR (2000) Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422/423:111-131
- Irvine K (2004) Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14:107-112
- Janzen DH, Gámez RH (1997) Assessing information needs for sustainable use and conservation of biodiversity. En: Hawksworth DL, Kirk PM, Dextre Clarke S (eds). *Biodiversity information: needs and options*. CAB International
- Jenkinson RG, Barnas KA, Braatne JH, Bernhardt ES, Palmer MA, Allan JD, (2006) *Stream restoration databases and case studies: a guide to information resources and their utility in advancing the science and practice of restoration*. *Restoration Ecology* 14:177-186
- Johnson DH, (1999) The insignificance of statistical significance testing. *Journal of Wildlife Management* 63:763-772
- Karr JR, Chu EW (1999) *Restoring life in running waters*. Better Biological Monitoring. Island Press, Washington, D.C., USA
- Keith D, Gorrod E (2006) The meanings of vegetation condition. *Ecological Management and Restoration* 7:7-9
- Lenat DR, Barbour MT (1993) Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost effective, water quality monitoring: Rapid bioassessment. En: Loeb SL, Spacie A (eds). *Biological Monitoring of Aquatic Systems*, 187- 215. CRC Press, Boca Raton
- Mattson KM, Angermeier PL (2007) Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. *Environmental Management* 39:125-138
- Michener WK, Brunt JW (eds) (2000) *Ecological Data: Design, Management, and Processing*. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK

- Middleton JV (2001) The stream doctor project: community-driven stream restoration. *BioScience* 51:293-296
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons, New York
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N, Rieradeval M (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13:147-163
- Newton B (2001) Environmental education and outreach: experiences of a federal agency. *BioScience* 51:297-299
- Nichols P (1991) *Social survey methods: A field guide for development workers*. Development Guidelines No. 6. Oxford: Oxfam
- Nijboer RC, Johnson RK, Verdonschot PFM, Sommerhäuser M, Buffagni A (2004) Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516:91-105
- Norris RH, Thoms MC (1999) What is river health? *Fresh Water Biology* 41:197-209
- Noss RF (1999) Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115:135-146
- Odum, W.E. 1990. Internal processes influencing the maintenance of ecotones: Do they exist? En: Naiman RJ, Decamps H (eds). *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*, 91-102. The Parthenon Publishing Group, Casterton Hall, Carnforth, UK
- O'Keefe JH, King JM, Eekhout S (1994) The characteristics and purposes of river classification. En: Uys AC (ed). *River classification and ecosystem health assessment*
- Page B, Kaika M (2003) The EU Water Framework Directive: part 2. Policy innovation and the shifting choreography of governance. *European Environment* 13:328-343
- Palmer MA, Bernhardt ES, Allan JD, Lake PS, Alexander G, Brooks S, Carr J, Clayton S, Dahm CN, Shah JF, Galat DL, Loss SG, Goodwin P, Hart DD, Hassett B, Jenkinson R, Kondolf GM, Lave R, Meyer JL, O'Donnell TK, Pagano L, Sudduth E (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42:208-217
- Petersen RC (1992) The RCE: a riparian, channel and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27:295-306
- Pickett STA, Ostfeld RS, Shachak M, Likens GE (eds) (1997) *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*. Chapman & Hall/ International Thomson Publishing, New York, New York, USA
- Postel SL (1998) Water for food: will there be enough in 2025? *BioScience* 48:629-637
- Raven PJ, Holmes NTH, Dawson FH, Everard M (1998) Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8:477-499
- Resh VH, Jackson JK (1993) Rapid assessment approach to biomonitoring using macroinvertebrates. En: Rosenberg DM, Resh VH (eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, 195-233. Chapman and Hall, New York, USA
- Resh V, Norris R, Barbour M (1995) Design and implementation of rapid assessment approaches for water-resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20:108-121
- Ringold PL, Alegría J, Czaplewski RL, Mulder BS, Tolle T, Burnett K (1996) Adaptive monitoring design for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:745-747
- Rivas JA (1997) Natural history: hobby or science. *Conservation Biology* 11:811-812
- Roberts KA (1991) Field monitoring: Confessions of an addict. En: Goldsmith B (ed). *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London
- Sayer R, Roca E, Sedaghatkish G, Young B, Keel S, Roca R, Sheppard S (2000) *Nature in focus: rapid ecological assessment*. The Nature Conservancy / Island Press, Washington D.C., USA
- Simonovic S, (2002) Global water dynamics: issues for the 21st century. *Water Science and Technology* 45:53-64
- Shampine WJ (1993) Quality assurance and quality control in monitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment* 26:143-151
- Somerville DE, Pruitt BA (2004) *Physical stream assessment: a review of selected protocols*. No. 3W-0503-NATX. Prepared for the US Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans and Watersheds, Division of Wetlands, Washington, D.C., USA
- Spellerberg IF (1991) *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Sutula M, Stein E, Collins J, Fetscher A, Clark R (2006) A practical guide for the development of a wetland assessment method: the California experience. *Journal of the American Water Resources Association* 42:157-175
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2005) *Handbook for developing watershed plans to restore and protect our waters*. Chapter 6: Identify data gaps and collect additional data if needed. Reference number 841-B-05-005. USEPA, Washington, D.C., USA
- Verdonschot P (2000) Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422/423:389-412
- Vives PT (ed) (1996) *Monitoring Mediterranean Wetlands: a methodological guide*. Wetlands International/ MEDWET, Slimbridge
- Ward TA, Tate KW, Atwill ER, Lile DF, Lancaster DL, McDougald N, Barry S, Ingram RS, George HA, Jensen W, Frost WE, Phillips R, Margegard GG, Larson S (2003) A comparison of three visual assessments for riparian and stream health. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:83-88
- Williamson JB, Karp DA, Dalphin JR, Gray PS, Barry ST, Dorr RS (1982) *The research craft: an introduction to social research methods*. Little, Brown and Company
- Winger PV, Lasier PJ, Bogenrieder KJ (2005) Combined use of rapid bioassessment protocols and sediment quality triad to assess stream quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 100:267-295

Introducción. Valoración y evaluación de la estética del paisaje

La valoración y apreciación estéticas son ahora temas importantes en el campo de la concienciación y la planificación medioambiental. El equilibrio entre los entornos naturales y humanos ha sido un campo de interés a lo largo de la historia, en la búsqueda de la belleza, el deleite y una relación armónica entre las actividades humanas y el medioambiente.

De esta manera, la estética medioambiental se está convirtiendo en un campo de investigación interdisciplinario, incorporando disciplinas tan diversas como la geografía, la planificación, la arquitectura del paisaje, la psicología y la filosofía, entre otras. Este reconocimiento muestra que los valores estéticos en el medioambiente son un tema en alza, como complemento importante a áreas de estudio, tales como el desarrollo sostenible, la planificación y la gestión de recursos (Berleant, 1997).

Las características físicas del paisaje influyen a las personas que lo habitan y contribuyen a su bienestar, mientras que, a su vez, las creencias, los valores y las actitudes humanas, configuran su entorno y su grado de satisfacción con él. La percepción social del paisaje y de los paisajes fluviales, en particular, así como la implicación ciudadana en los procesos de gestión son temas críticos cuando se considera la sostenibilidad como un objetivo de la rehabilitación de los ríos y de la gestión de las áreas de ribera.

Los valores estéticos y su estima social se pueden evaluar desde diferentes enfoques y motivaciones. En la bibliografía, se pueden identificar varios enfoques que priorizan el punto de vista del experto o del profesional, en lo que respecta a los objetivos técnicos y a su integración en el proceso de planificación y diseño. Otros enfoques vienen de las ciencias sociales, principalmente, de la psicología ambiental, y se basan en estudios de comportamiento relacionados con la percepción y las preferencias sociales por los valores escénicos y estéticos del paisaje. Otras corrientes, desde una visión humanista o fenomenológica se centran en los aspectos intangibles, sensoriales y emocionales de la apreciación del paisaje. Los paradigmas esenciales de estos enfoques se revisaron a principios de los ochenta, lo que significó un paso importante hacia una síntesis de las motivaciones y los métodos que soportan el complejo vínculo entre paisaje y evaluación estética (Zube, 1984, Daniel y Vining, 1982, Porteous, 1982).

Los desarrollos recientes en este campo muestran la necesidad de integrar e incorporar esos enfoques diferentes para intentar aproximarse, tanto como sea posible, a la complejidad y subjetividad de los valores estéticos. Se ha recomendado el uso de las metodologías mixtas, que combinan, por un lado, la opinión de expertos con la participación pública, y, por otro lado, metodologías cuantitativas y cualitativas (Bell *et al.*, 2001; Porteous, 1996; Saraiva, 1999).

Evaluación estética de los paisajes fluviales – una revisión

Los paisajes fluviales suelen ser de las escenas paisajísticas más apreciadas por la mayoría de la gente. La atracción y el interés que sugiere el agua en la valoración del paisaje ha sido reseñada por diversos autores en la bibliografía sobre la percepción y valoración del paisaje (Herzog, 1985; Litton *et al.*, 1974; Lee, 1979; Pitt, 1989; González Bernáldez, 1988; Saraiva 1999).

Los esfuerzos por alcanzar una gestión sostenible de los paisajes fluviales requieren, hoy en día, la consideración de las percepciones y los valores sociales, junto con herramientas para promover un funcionamiento saludable de los ecosistemas y para garantizar el suministro de recursos. Este objetivo se vuelve más exigente en el caso de las regiones mediterráneas, donde la aridez del clima durante una

parte del año provoca irregularidad en la magnitud de los caudales y una gran variabilidad en los regímenes hidrológicos, que afecta a los componentes bióticos y abióticos del paisaje, incrementando su fragilidad y reduciendo su capacidad de resiliencia.

Varios enfoques, desde grupos de expertos a evaluaciones cognitivas, así como iniciativas de

participación pública, han intentado identificar los criterios y parámetros más representativos que influyen la calidad del paisaje fluvial y su valoración social. Desde finales de los sesenta, muchos estudios se han focalizado en este objetivo intentando incorporar la valoración estética a un proceso de evaluación pleno, buscando una gestión mejor de los recursos y procesos naturales, junto con una

Tabla 3.4.1 Síntesis de los principales factores o criterios utilizados para la evaluación estética del paisaje fluvial.

Autor	Enfoque	Principales criterios para la evaluación de los paisajes fluviales
Leopold y Marchand (1968)	Grupos de expertos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Factores físicos y químicos: amplitud, profundidad y pendiente del cauce, velocidad de la corriente, amplitud de la llanura de inundación, orden del curso de agua, tamaño de la cuenca, etc. ▪ Factores biológicos: diversidad, presencia de fauna y vegetación, etc. ▪ Factores de uso e interés humano: interés estético, accesibilidad, grado de desarrollo, etc. ▪ Índice de singularidad
Nighswonger (1970)	Grupos de expertos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contraste y diversidad
Litton <i>et al.</i> (1974)	Grupos de expertos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Variedad y vivacidad
Jones <i>et al.</i> (1975)	Grupos de expertos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vivacidad e integridad
Dunne y Leopold (1978)	Grupos de expertos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Evaluación del paisaje de ribera basada en: factores físicos: amplitud y profundidad del cauce, amplitud y pendiente del valle; y en factores de interés humano: uso del suelo, vistas, presencia de rápidos, etc.
Lee (1979)	Estudio de percepción pública	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Comprensibilidad ▪ Complejidad ▪ Definición espacial y misterio ▪ Elementos distintivos y factores de perturbación
Ulrich (1983)	Estudio de percepción pública	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Complejidad ▪ Incidencia y composición central ▪ Profundidad y textura ▪ Ausencia de riesgo perceptible
Herzog (1985)	Estudio de percepción pública	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identificabilidad ▪ Coherencia ▪ Amplitud y complejidad ▪ Misterio y textura
Pitt (1989)	Mixtos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Simbolismo y misterio ▪ Naturalidad ▪ Complejidad y organización espacial múltiple
House y Sangster (1991)	Mixtos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calidad del agua ▪ Atractivo ▪ Diversidad de la vegetación y naturalidad
Saraiva (1999)	Mixtos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diversidad y morfología de los ríos y la zona ripícola (unidades de paisaje) ▪ Grado de transformación humana y presencia de restos históricos ▪ Unidad, singularidad, variedad, vivacidad e integridad ▪ Coherencia, comprensibilidad, complejidad, misterio
Saraiva y Monteiro (2004)	Mixtos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Relaciones entre los criterios descritos arriba con las características visuales y paisajísticas, tales como diversidad, contraste, textura, definición espacial, heterogeneidad, perturbación ▪ Integración de estas variables en un índice

participación e implicación públicas mayores y más efectivas. La bibliografía de referencia en este campo incluye a Leopold y Marchand (1968), Litton *et al.*, (1974), Kaplan y Kaplan (1978), Lee (1979) y Herzog (1985), entre otros. La tabla 3.4.1 resume algunos de los factores principales o criterios aplicados, para la evaluación estética del paisaje fluvial.

En una investigación reciente para la evaluación estética de los ríos urbanos, desarrollada por el proyecto de investigación URBEM (*Urban River Basin Enhancement Methods*, <http://www.urbem.net>, Métodos para mejorar las cuencas fluviales urbanas) se desarrolló una metodología para evaluar los valores estéticos de los ríos en un contexto urbano (Silva *et al.*, 2004, 2005). Esta metodología ha integrado la opinión de expertos y la participación pública con la intención de servir en un marco más amplio como herramienta de apoyo en la toma de decisiones para la rehabilitación de los ríos. Está pensada para incorporar el contexto específico en la rehabilitación de los ríos en el medio urbano, basada en un enfoque tridimensional que considera la interrelación de los componentes

principales afectados – el río mismo, la ciudad que lo rodea y las personas que experimentan estos dos “entornos” y los influyen con sus valores, percepciones, actitudes y comportamientos. Se seleccionó una lista de varios puntos de vista que, potencialmente, contribuyen a la percepción de la calidad estética de los ríos en las ciudades y se organizaron de acuerdo con esas tres dimensiones. Las conclusiones parciales que se alcanzaron para cada punto de vista se han evaluado mediante una serie de indicadores y descriptores seleccionados (Silva *et al.*, 2004, 2005).

Se puede encontrar la descripción de los puntos de vista y de los indicadores en los informes citados, así como la metodología para la integración de estos criterios, dirigida al establecimiento de un “perfil de rendimiento estético” de cada paisaje fluvial, que puede compararse con el “antes” y el “después” del proyecto de rehabilitación, o con otros ríos en una situación ecológica o geográfica similar. También se puede mostrar qué dimensión –río, pueblo/ciudad o la percepción y los valores de las personas – se puede potenciar o mejorar mediante un plan de rehabilitación.

Criterios para la evaluación estética del paisaje fluvial desde una perspectiva social

Los enfoques descritos previamente pueden ser la base de la cual se pueden adaptar, aumentar y aplicar una gran serie de criterios en el estudio de otros tipos de paisajes fluviales.

Un aspecto importante que se debe considerar es la escala del enfoque, la cual puede ser tratada con

un criterio que va de lo general a lo concreto –la región ecológica, la cuenca, la unidad de paisaje, el tramo, el hábitat– considerando el contexto espacial del área evaluada (figura 3.4.1). Es muy importante considerar el contexto espacial, teniendo en cuenta la interrelación de los factores geomorfológicos, hidrológicos y ecológicos que influyen el

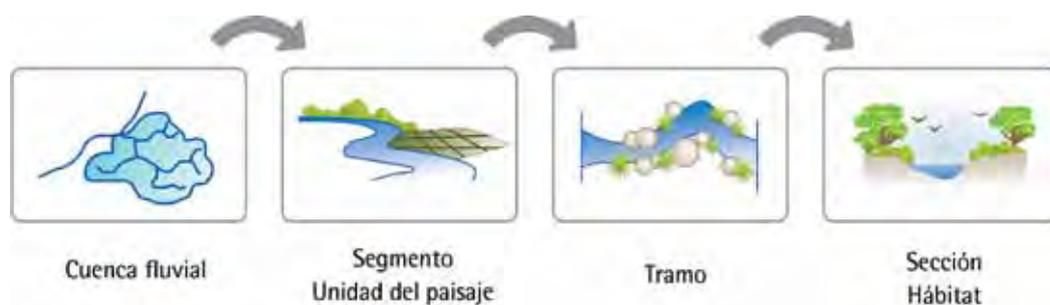


Figura 3.4.1 Escala de evaluación del paisaje fluvial – de la cuenca fluvial al contexto local (adaptado de Moreira *et al.*, 2004).

comportamiento del río y que configuran su entorno. Un marco adecuado de evaluación debería considerar tres dimensiones de análisis, tal y como se describe en la metodología anteriormente citada: el elemento natural –el río, el ambiente circundante– el corredor ripícola, donde las alteraciones y los usos humanos pueden ser más o menos evidentes, y el componente social– las personas, teniendo en cuenta percepciones, valores, actitudes y comportamientos de los actores sociales, ej. usuarios, gestores, responsables de la toma de decisiones y el público en general (figura 3.4.2). En este marco, los criterios que influyen la valoración estética y la experiencia social de cada paisaje fluvial se puede desarrollar para cada caso específico, de acuerdo con sus características físicas y humanas.



Figura 3.4.2 Marco para la evaluación estética de los paisajes fluviales (adaptado de Silva *et al.*, 2003).

La tabla 3.4.2 muestra una lista de criterios aplicables de acuerdo con la bibliografía revisada. No se pretende que sea un listado exhaustivo, sino que intenta identificar los factores o características principales que influyen en la percepción y la evaluación estéticas. El conjunto de criterios seleccionados puede ser adaptado a cada caso o situación, que son únicos, y requieren ser evaluados según su propio carácter y contexto.

Se pueden añadir o adaptar otros parámetros a este marco y todos ellos se pueden utilizar, en mayor o menor medida, dependiendo de la disponibilidad de información y de medios. Los valores estéticos

del "río" y del "área de ribera" se pueden evaluar, principalmente, mediante grupos de expertos. Normalmente, la dimensión social requiere la necesidad de desarrollar talleres de participación y entrevistas. La integración de estos parámetros requiere la utilización de varias metodologías o técnicas de evaluación, tales como, la construcción de un perfil estético (Silva *et al.*, 2004). Este tipo de enfoque muestra la capacidad para revelar la diversidad de las características de cada río y el paisaje que lo rodea. Algunos se pueden relacionar más con el contexto social y cultural; otros, con las condiciones naturales o de referencia.

Discusión y comentarios finales

Hay un amplio conjunto de métodos, criterios, parámetros e indicadores utilizados para la evaluación estética de los ríos y los paisajes fluviales, que muestra la gran heterogeneidad de enfoques que acompaña este proceso.

La lista de criterios y el marco de evaluación descritos en este capítulo se basan en los conceptos y enfoques principales existentes en la bibliografía especializada. Éstos pretenden incorporar, no sólo indicadores biofísicos y mensurables, sino también las aportaciones de la participación pública que

permiten la comprensión de las valoraciones sociales y de la expresión de las percepciones, motivaciones y visiones de las personas.

Hoy en día, la evaluación estética del paisaje requiere la integración de la opinión de expertos con la opinión, implicación y participación públicas. Estos enfoques globales, que proporcionan un mejor conocimiento de las visiones y las actitudes de los grupos sociales frente a sus paisajes fluviales, pueden contribuir a reforzar la relación sostenible entre sociedad y naturaleza.

Tabla 3.4.2 Lista de criterios para la evaluación estética del paisaje fluvial (Adaptado de Silva *et al.*, 2003).

Evaluación estética del paisaje fluvial

- Río
 - Morfología
 - Dimensiones del río (amplitud, profundidad, pendiente, etc.)
 - Morfología del valle y de la llanura de inundación
 - Alteraciones de la dinámica natural
 - Sinuosidad/trazado; perfil transversal
 - Presencia de elementos en el canal (pozas y rápidos, etc.)
 - Hidrología
 - Régimen de caudales, velocidad
 - Calidad del agua / Contaminación
 - Color, transparencia
 - Presencia de basura o vertidos
 - Peligros naturales y tecnológicos
 - Riesgo de inundaciones
 - Erosión de las orillas, riesgo de deslaves

- Área de ribera
 - Vegetación de ribera / Biodiversidad
 - Biodiversidad
 - Vegetación de ribera en las orillas: amplitud, composición, distribución, diversidad
 - Usos del suelo
 - Tipología / diversidad
 - Grado de alteración
 - Actividades
 - Atractivo de los parques y paseos fluviales
 - Actividades recreativas
 - Grado de perturbación
 - Calidad del espacio
 - Permeabilidad visual
 - Intensidad de desarrollo (Infraestructuras)
 - Patrimonio cultural
 - Patrimonio cultural (monumentos históricos, miradores)
 - Accesibilidad
 - Cruces del río (puentes)
 - Áreas de aparcamiento, transporte público, sendas y ciclistas
 - Muelles, atracaderos, navegabilidad
 - Contaminación / Basuras
 - Presencia de basura, vertidos

- Percepción humana
 - Características formales
 - Color, contraste, textura, patrón
 - Unidad, singularidad, variedad, vitalidad, integridad
 - Diversidad, definición espacial, etc.
 - Modelo de preferencia (Kaplan y Kaplan, 1978)
 - Coherencia, comprensibilidad
 - Complejidad, misterio
 - Identidad del lugar (Breakwell, 1992)
 - Continuidad, autoestima
 - Autoeficacia, distinción
 - Capacidad restauradora (Kaplan, 1995)
 - Enajenación, fascinación
 - Extensión, compatibilidad
 - Simbolismo

Agradecimientos

A Isabel L. Ramos, Fátima Bernardo y Jorge B. Silva, como colegas en la investigación sobre la evaluación estética, en el *Work Package 4* dentro del proyecto

URBEM, así como por sus comentarios y sugerencias para este manuscrito.

Bibliografía

Bell PA, Greene TC, Fisher JD, Baum A (2001) *Environmental psychology* (5th ed). Psychology Press, Belmont

Berleant A (1997) *Living in the Landscape. Towards an Aesthetic of the Environment*. University Press of Kansas

Breakwell GM (1992) Processes of self-evaluation: efficacy and estrangement. En: Breakwell GM (ed). *Social Psychology of Identity and the Self-concept* (Surrey Seminars in Social Psychology). Academic Press, London

Daniel T, Vining J (1982) Methodological Issues in the Assessment of Landscape Quality. En: Altman I, Wohlwill J (eds). *Behaviour and the Natural Environment: Human Behaviour and Environment*. Plenum Press, New York

Dunne T, Leopold LB (1978) *Water in Environmental Planning*. W.H. Freeman, San Francisco

González Bernáldez F (1988) Water and Landscape in Madrid: Possibilities and Limitations. *Landscape and Urban Planning* 16:69-79

Herzog TR (1985) A Cognitive Analysis of Preference for Waterscapes. *Journal of Environmental Psychology* 5:225-241

House MA, Sangster EK (1991) Public Perception of River-Corridor Management. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* 5(3):312-317

Jones GR *et al.* (1975) A Method for the Quantification of Aesthetic Values for Environmental Decision Making. *Nuclear Technology* 25:682-713

Kaplan S, Kaplan R (1978) *Humanscape: Environments for People*. Buxbury Press, Belmont, California

Kaplan S (1995) The restorative benefits of nature: Toward an Integrative Framework. *Journal of Environmental Psychology* 15:169-182

Lee MS (1979) Landscape Preference Assessment of Louisiana River Landscapes: A Methodological Study. En: Elsner GH, Smardon RC (eds). Proceedings of "Our National Landscape", A Conference on Applied Techniques for Analysis and Management of the Visual Resource, April 23-25, 1979, Incline Village, Nebraska. USDA, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley, California

Leopold LB, Marchand MOB (1968) On the Quantitative Inventory of the Landscape. *Water Resources Research* 4(4):709-717

Litton RB, Tetlow RJ, Sorensen J, Beatty RA (1974) *Water and Landscape. An Aesthetic Overview of the Role of Water in the Landscape*. Department of Landscape Architecture, University of California/Water Information Center, New York

Moreira I, Saraiva MG, Ferreira MT, Pinto P, Ramos IL (2004) Avaliação global do estado de conservação de corredores fluviais na bacia hidrográfica do rio Sado. En: Moreira I, Saraiva MG, Correia FN (eds). *Gestão ambiental de sistemas fluviais, aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*, 415-430. ISAPress, Lisboa

Nighswonger J (1970) A Methodology for Inventorying and Evaluating the Scenic Quality and related Recreational Value of Kansas Streams. Kansas Dep. Econ. Dev., Plann. Div. Rep. 32, Topeka, Kansas

Pitt DG (1989) The Attractiveness and Use of Aquatic Environments as Outdoor Recreation Places. En: Altman I, Zube EH (eds). *Human Behaviour and Environment*, vol. 10 (Public Places and Spaces):217-254. Plenum Press, New York

Porteous D (1982) Approaches to Environmental Aesthetics. *Journal of Environmental Psychology* 2:53-66

Porteous JD (1996) *Environmental Aesthetics – ideas, politics and planning*, Routledge, London

Saraiva MG (1999) *O Rio como Paisagem (The River as a Landscape)* Textos Universitários de Ciências Sociais e Humanas, Fundação Calouste Gulbenkian e Fundação para a Ciência e Tecnologia, Lisboa

Saraiva MG, Monteiro FP (2004) Valores paisagísticos dos corredores fluviais na bacia hidrográfica do rio Sado. En: Moreira I, Saraiva MG, Correia FN (eds) *Gestão ambiental de sistemas fluviais, Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*, 375-390. ISAPress, Lisboa

Silva J, Saraiva MG, Ramos IL, Bernardo F, Monteiro F, Câmara C (2004) Classification of the aesthetic value of the selected urban rivers. Methodology (Work Package 4). Project Deliverable 4-2, URBEM Project, CESUR, IST, Lisbon

Silva JB, Saraiva MG, Ramos IL, Bernardo F (2005) Methodology of aesthetic evaluation of rivers in urban context. En: Tourbier JT, Schanze J (eds). *Urban River Rehabilitation. Proceedings of the International Conference on Urban River Rehabilitation URRC 2005*, 113-121. Leibniz Institute of Ecological and Regional Development, Dresden

Ulrich RS (1983) Aesthetic and Affective Response to Natural Environment. En: Altman I, Wohlwill JF (eds). *Human Behaviour and Environment*, vol. 6 (Behaviour and Natural Environment):85-125. Plenum Press, New York

Zube EH (1984) Themes in Landscape Assessment Theory. *Landscape Journal* 3(2):104-110

Introducción

Las áreas de ribera han sido reconocidas como elementos importantes del paisaje que proporcionan un hábitat único para muchas especies silvestres (Iverson *et al.*, 2001). La vegetación de ribera, que incluye tanto la de los valles aluviales, como la de los márgenes de los ríos, se reconoce como una parte fundamental de los ecosistemas fluviales, y existe una demanda cada vez mayor de obtener información sobre este tipo de vegetación en los proyectos de conservación, restauración y gestión (Muller, 1997). La gestión de estas áreas es un campo de creciente relevancia, pues la modificación antrópica del paisaje continúa siendo intensa (Goetz, 2006). Se necesitan estudios para recabar información y trazar mapas de las características biofísicas de la cubierta vegetal en las áreas de ribera, para seguir sus transformaciones, para identificar las actividades de restauración y evaluar el éxito de acciones de gestión previas. En áreas grandes, puede ser difícil alcanzar estos objetivos utilizando las técnicas tradicionales, basadas en ortofotografías digitales en mosaico y salidas a campo.

La teledetección es la observación de objetos y rasgos sin ningún contacto con ellos e incluye técnicas de cartografía y de procesamiento de imágenes digitales, utilizando fotografías aéreas e imágenes de satélite. La teledetección proporciona información actualizada y detallada sobre las condiciones y el uso del suelo, y utiliza instrumentos instalados en aviones y satélites para producir imágenes de la superficie de la Tierra (Rowlinson *et al.*, 1999). La teledetección proporciona un punto de vista diferente del paisaje terrestre y se utiliza para inventariar, observar y

cambiar el análisis de detección del medioambiente y los recursos naturales (Narumalani *et al.*, 1997). El uso de la teledetección para cartografiar los elementos ripícolas debe estar acompañado por visitas de campo realizadas de forma simultánea al momento de la obtención remota de las imágenes para, así, poder desarrollar modelos que expliquen las relaciones entre los datos de campo y la radiación magnética emitida por esos objetos y validar los resultados. Estos datos espaciales se pueden incorporar a un sistema de información geográfica (SIG) que facilita la gestión de los recursos hídricos, los usos y la cobertura del suelo, así como la planificación urbana (Rowlinson *et al.*, 1999).

La teledetección ha progresado enormemente en la última década. El uso de las imágenes obtenidas por teledetección ha aumentado, principalmente, debido al desarrollo de las diferentes técnicas para analizar la información de este tipo de datos y, también, por el avance de las imágenes comerciales aéreas y satelitales con una resolución espacial muy alta (píxeles $<4 \text{ m} \times 4 \text{ m}$) (Lillesand *et al.*, 2008). En las últimas décadas, numerosos estudios han utilizado imágenes de satélite con el objetivo de obtener mapas de los tipos de ocupación del suelo para ser utilizados en la gestión de las áreas de ribera. Asimismo, los recientes avances en teledetección significan un potencial de mejora substancial en la gestión de estas zonas. Las imágenes de alta resolución espacial ofrecen una base consistente de evaluación que permite cartografiar y dar seguimiento a las áreas de ribera de forma regular y precisa y a un coste relativamente bajo (Congalton *et al.*, 2002).

Caracterización de riberas mediante imágenes satelitales de resolución moderada

El proyecto Landsat (<http://landsat.gsfc.nasa.gov>) es una iniciativa conjunta de la Dirección Nacional del Espacio y la Aeronáutica (NASA) y del Servicio Geológico de los EE. UU. (USGS). El primero de la serie Landsat (del inglés *land satellite*) fue Landsat-1, lanzado en 1972, con el sensor MSS (*Multispectral Scanner Sensor*), el cual se utilizó, posteriormente, en los Landsat-2 y 3. El sensor MSS trabajaba con cuatro bandas espectrales: dos en el espectro visible y dos

en el espectro infrarrojo cercano, con una resolución espacial de $68 \text{ m} \times 83 \text{ m}$, comúnmente remuestreadas (*resampled*) a 60 m. El tamaño de cada una de las imágenes es de $185 \text{ km} \times 185 \text{ km}$. Las aplicaciones más comunes de las imágenes del Landsat MSS han sido en la agricultura, el seguimiento medioambiental, la ciencia forestal y la planificación del territorio (Lillesand *et al.*, 2008). El Landsat-7 es el más reciente de la serie, lanzado a mediados de 1999 con el sensor

ETM+ a bordo (*Enhanced Thematic Mapper Plus*). Este sensor registra siete bandas multi-espectrales, tres en el espectro visible, una en el infrarrojo cercano, dos en el infrarrojo medio y una en el espectro térmico. La resolución espacial de este sensor es de 30 m en los espectros visible e infrarrojo cercano y la resolución temporal es de 16 días. Al igual que el sensor MSS, una fotografía cubre un área de 185 km x 185 km.

Una de las aplicaciones más comunes de las imágenes del Landsat ha sido la elaboración de mapas de la cobertura y usos del suelo, teniendo también una amplia aplicación en el estudio de las áreas de ribera y de las cuencas fluviales, la cual ha quedado manifiesta en trabajos recientes (Goetz, 2006). Cabe mencionar que una dificultad a la hora de comparar resultados entre diferentes estudios es que, en la interpretación de muchos de ellos, no se tiene en cuenta la fuente de las imágenes y el método con el que fueron procesadas.

Apan *et al.* (2002) desarrollaron un método para producir un mapa fiable de la ocupación del suelo en áreas de ribera utilizando dos imágenes del Valle Locker en Queensland, Australia: una obtenida con el Landsat MSS (1973) y otra con el Landsat TM (1997). Se utilizó una imagen del índice de vegetación normalizado (NDVI) para ayudar a cuantificar la biomasa y el verdor relativos de la vegetación y clasificaron las imágenes de 1973 y 1997 mediante un método post-clasificador de detección de cambios. En este método se emplearon enmascaramientos espaciales (*spatial masking*) y técnicas de clasificación supervisadas; los diferentes mapas se superpusieron en un SIG para producir un mapa temático que representaba todas las combinaciones posibles de los cambios de ocupación del suelo entre las imágenes de 1973 y 1997. Los resultados identificaron transformaciones en la vegetación de ribera y concluyeron que el paisaje fluvial había cambiado significativamente durante el período de 24 años en estudio. Sin embargo, en este estudio no se validó la precisión de los cambios detectados debido a la falta de datos de campo con qué comparar. La información sobre la estructura del paisaje puede ser útil para la gestión de estas áreas, particularmente, en la identificación y priorización de tramos fluviales que se vayan a rehabilitar y conservar. Hewitt (1990) también utilizó los datos del Landsat TM para trazar mapas de las áreas de ribera asociadas a ríos, lagos

y zonas húmedas en el río Yakima en el centro de Washington. La clasificación resultante tenía una precisión de un 80 % en la delimitación de tres tipos de ocupación del suelo: agua, área de ribera y otros.

Otro satélite utilizado en este tipo de estudios es el *Système Pour l'Observation de la Terre* (SPOT, <http://www.spot.com>). El programa SPOT se inició en 1986 con el satélite Franco-Europeo SPOT 1 bajo la supervisión del *Centre National d'Etudes Spatiales* (CNES) de Francia. El SPOT 2 se lanzó en enero de 1990 y el SPOT 3 en noviembre de 1993, pero este último falló tras, aproximadamente, un año de funcionamiento. Estos tres satélites llevan un sensor HRV (alta resolución visible). Este sensor obtiene imágenes en modo pancromático (una banda en la sección visible del espectro) o en modo multiespectral (sensor XS, con secciones verde, roja e infrarroja del espectro electromagnético). El tamaño de píxel es de 10 m para el modo pancromático y de 20 m para el modo multiespectral y la anchura de barrido es de 60 km. El SPOT 4, lanzado en marzo de 1998, tiene sensores de alta resolución en los espectros visible e infrarrojo (sensor HRVIR), que son muy similares a los sensores HRV de las generaciones previas. El más reciente de esta serie de satélites es el SPOT 5, el cual fue lanzado en mayo de 2002. La diferencia principal entre los sensores del SPOT 5 y sus predecesores es una mayor resolución espacial, de 5 y 2,5 m (en lugar de 10 m) en el modo pancromático y bandas multiespectrales con píxeles de 10 m. Las imágenes SPOT multiespectrales se han utilizado repetidamente para detectar y cartografiar elementos de menor escala como las series de vegetación, la erosión del suelo, cartografía urbana y cartografía y planificación forestales, debido a su alta resolución.

Pinheiro *et al.* (2008) clasificaron la ocupación del suelo en las riberas del Río Concordia en el sur de Brasil utilizando imágenes del SPOT 5. El objetivo principal de este estudio era relacionar la ocupación del suelo en áreas de ribera con la calidad del agua, utilizando para ello tres parámetros representativos: dispersión y transporte de fertilizantes, carga orgánica y presencia de patógenos. Se consideraron franjas ripícolas de 20, 30, 50, 100 y 200 m de ancho. Los datos geográficos sobre la ocupación del terreno fueron obtenidos de imágenes SPOT-5 con una resolución de 10 m (bandas multiespectrales) y 2,5 m (bandas pancromáticas). Del estudio se pudo concluir

que es posible explicar la variación del índice de calidad del agua y de la concentración de patógenos a partir de los parámetros de ocupación del suelo.

La precisión de las imágenes SPOT multiespectrales es adecuada para cartografiar los diferentes tipos de vegetación en grandes extensiones a la escala del

paisaje (Arbuckle *et al.*, 1999). Sin embargo, debido a las limitaciones en resolución, tanto espacial como temporal, de los datos del sensor SPOT y la complejidad de la topografía del terreno en áreas de ribera, la representación cartográfica de las series de vegetación ripícola requiere de imágenes de mayor resolución.

Caracterización de riberas mediante la integración de múltiples tipos de imágenes

Distintos estudios han utilizado múltiples tipos de imágenes para analizar y cartografiar áreas de ribera. Mouat y Lancaster (1996) investigaron la relación entre la ocupación del suelo, obtenida de fotografías aéreas y de imágenes del Landsat TM, con la calidad del agua, pero no proporcionaron una comparación formal de las dos fuentes de datos. Cuando se comparan este tipo de datos, se deben considerar los siguientes factores (Turner, 1989; Collins y Woodcock, 1996): (a) resolución espacial, (b) resolución espectral, (c) resolución radiométrica, (d) resolución temporal, (f) extensión espacial, (g) metodología de clasificación, (h) número de clases de ocupación del suelo y (i) precisión de la metodología de evaluación.

Iverson *et al.* (2001) desarrollaron un estudio en la cuenca del río Vermilion en la zona centro de Illinois, EE. UU.. Se utilizaron tres fuentes de datos sobre ocupación del suelo para evaluar una franja de 300 m de ancho a cada lado del río: (i) información de las bases de datos del USGS, (ii) imágenes del programa *National High Altitude Photography*, que se digitalizaron manualmente, y (iii) datos del Landsat TM, procesados mediante un método de clasificación no supervisada. Los datos y la información obtenidos se georeferenciaron con la ayuda de fotografías aéreas y series cartográficas y se asignaron a los diferentes tipos de cobertura del suelo, los cuales, en la mayoría de casos, integran varios conglomerados de datos. Del estudio resultó que los datos TM proporcionan información fiable para este propósito. Los datos TM y otros datos satelitales de fácil acceso, una vez que están clasificados, se pueden procesar fácilmente mediante este método. Los autores compararon los tres resultados y concluyeron que los datos TM pueden ser útiles para estudiar los bosques de ribera.

Lattin *et al.* (2004) compararon mapas obtenidos a partir de imágenes Landsat con fotografías aéreas

infrarrojas en color (CIR) encargadas específicamente para el estudio de las áreas de ribera en la cuenca vertiente del Valle Willamette en Oregón. Los autores concluyeron que los datos con una resolución espacial más fina (fotografías aéreas) proporcionaban más precisión a la hora de diferenciar la estrecha franja de ribera del suelo agrícola circundante que los datos TM de menor resolución. Sin embargo, también constataron que los datos TM multitemporales distinguían mejor los cultivos en hileras. Es importante identificar espacialmente las actividades y las presiones humanas en zonas cercanas a las áreas de ribera, ya que de éstas se puede evaluar el riesgo de contaminación del agua por el arrastre de sedimentos y contaminantes por las escorrentías. Los dos tipos de datos son de naturaleza muy diversa, pero ambos resultaron ser adecuados a la hora de relacionar los tipos de ocupación del suelo con algunos indicadores de la calidad de los cursos de agua, como el Índice de Integridad Biótica (IBI) o el contenido de nitratos.

Rowlinson *et al.* (1999) llevaron a cabo un estudio en una subcuenca de la zona central de KwaZulu-Natal, Sur África, para identificar y evaluar diferentes fuentes de datos de teledetección aplicables a la identificación y localización de vegetación alóctona en las áreas de ribera; éstas eran videografía aérea, fotografía aérea e imágenes de satélite. La videografía aérea es una nueva técnica que se ha incorporado en las técnicas de teledetección tradicional para reducir el tiempo que se requiere para procesar los datos. Los resultados de este estudio demostraron que las técnicas manuales de identificación de la vegetación de ribera mediante el análisis de fotografías aéreas de alta resolución en blanco y negro producían resultados más precisos y a un menor coste, mientras que la videografía aérea y las imágenes del Landsat TM producían mapas con menor precisión.

Utilización de imágenes satelitales de alta resolución en el estudio de las riberas

La mayoría de estudios actuales que incluyen técnicas de teledetección se hacen con una resolución espacial relativamente baja (Landsat TM, píxel de 30 m; SPOT ARV multispectral, píxel de 20 m). Los sensores de resolución espacial moderada (> 4 m x 4 m) pueden resultar insuficientes para la detección y el análisis de las áreas de ribera, ya que el tamaño de píxel, a menudo, excedería las dimensiones físicas de éstas áreas, no permitiría el análisis de elementos individuales y no registraría el grado de variación presente en la franja ripícola, debido a que su heterogeneidad espacial se da, por lo general, a una escala menor. Sin embargo, se espera que con la mejora de la resolución de los sensores, la teledetección sea una fuente de datos inestimable para la realización de estudios frecuentes y detallados sobre la vegetación ripícola, las formas del terreno y los impactos de la contaminación difusa en los recursos hídricos.

IKONOS (<http://www.geoeye.com>) y Quickbird (<http://www.digitalglobe.com>) son dos satélites que incluyen mejoras en la resolución espacial y que resultan más adecuados para la localización geográfica de las características biofísicas y las formas del terreno de las áreas de ribera que los sensores de resolución espacial moderada (Johansen and Phinn, 2008). Las imágenes de alta resolución del satélite IKONOS son útiles para muchas aplicaciones de gestión de recursos naturales, como las áreas de ribera. El satélite IKONOS transporta un sistema de alta resolución operado por GeoEye. El IKONOS es el primer satélite comercial que proporciona imágenes pancromáticas y multispectrales con píxeles < 1 m y 4 m respectivamente (Dial *et al.*, 2003). Este sensor proporciona información útil para casi todos los aspectos de los estudios medioambientales. Utilizando este tipo de imágenes, Antunes *et al.* (2003) llevaron a cabo una clasificación del terreno basada en un sistema de evaluación por objetos. Los objetos de polígonos se obtuvieron por segmentación multirresolución, mediante la unión de píxeles contiguos para formar polígonos homogéneos (objetos), a partir de imágenes del satélite IKONOS. La evaluación por objetos se ha probado como método adecuado de tratamiento de imágenes de alta resolución, recomendadas para el estudio de las áreas de ribera. En las imágenes de alta resolución, los

elementos individuales son mayores que los píxeles, y, por tanto, el conjunto de píxeles que componen un objeto, como podría ser la copa de un árbol, pueden manifestar una gran variación en la reflectancia registrada, dificultando su identificación. El método de evaluación por objetos disminuye la variación en reflectancia entre los píxeles que componen los elementos individuales mediante la unión de éstos píxeles en polígonos. La clasificación de Antunes *et al.* (2003) se basa en reglas difusas mediante descriptores contextuales como el tamaño, la textura, las relaciones entre los objetos y los subobjetos y la relación espacial entre las diferentes categorías de ocupación del suelo. Se compararon diferentes enfoques de clasificación: redes semánticas y los métodos de clasificación selectiva y de cambios en el contexto. El lugar analizado fue un área agrícola cerca de la ciudad de Nova Esperança – Paraná, cuyo objetivo era trazar un mapa de vegetación de ribera a lo largo del río Porecatu. Considerando la complejidad y las diferentes estructuras de vegetación, bosques de ribera, eucaliptos y pantanos, la segmentación multirresolución era ideal para generar imágenes de objetos y construir relaciones espaciales.

Goetz *et al.* (2003) llevaron a cabo otro estudio en el que utilizaron las imágenes del IKONOS, desarrollando una alternativa a la interpretación de las fotografías aéreas para actualizar los mapas de zonas forestales, así como la detección de los cambios del uso del suelo, particularmente, por el desarrollo residencial y por la intensificación de las superficies impermeables (asfaltización). Otras aplicaciones incluyen el uso de estos datos para probar algoritmos con sub-píxeles de la cubierta forestal y superficies impermeables que utilizan imágenes de más baja resolución (ej Landsat). Este estudio indica la enorme utilidad práctica de las imágenes del IKONOS, específicamente, en la caracterización de superficies impermeables, masas forestales y franjas ripícolas, todas ellas relacionadas con el buen estado de los cursos de agua.

La integración de los datos obtenidos de forma remota y la observación en el terreno es importante para el desarrollo de los modelos que expliquen las propiedades biofísicas de las áreas de ribera y para validar los resultados cartográficos. Numerosos

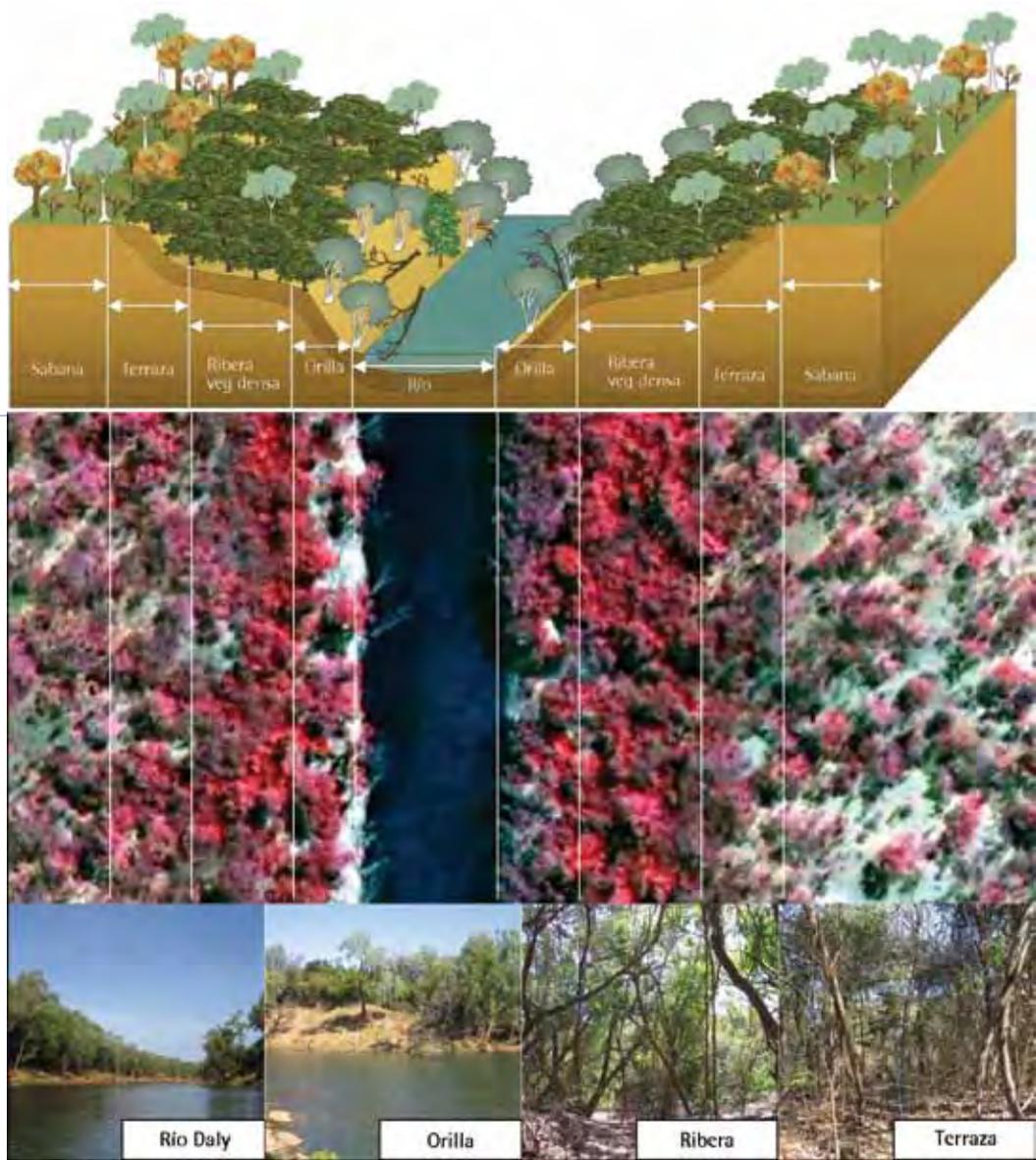


Figura 3.5.1 Representación esquemática de una ribera, imagen en color combinando los modos pancromático y multispectral (*pan-sharpened*) del QuickBird y fotos de las diferentes secciones de la ribera del río Daly en el Northern Territory de Australia. En la escena se muestran las amplitudes de cada una de las subzonas ripícolas características de este sistema fluvial. Fuente: Johansen *et al.* (2007). Símbolos de los diagramas, cortesía de la Integration and Application Network de la Universidad de Maryland (<http://ian.umces.edu/symbols/>).

estudios que emplean imágenes de alta resolución han identificado el reto de registrar ambas fuentes de datos con precisión. El grado de precisión geométrica requerida para relacionar los datos de campo con las imágenes de alta resolución, no puede ser obtenido, por lo general, mediante sistemas de posicionamiento geográfico (GPS) convencionales. La georeferenciación y superposición correcta de los dos tipos de datos se puede llevar a cabo mediante la identificación de

puntos de referencia sobre el terreno o la delimitación de las áreas de transición entre los tipos de ocupación del suelo que sean fácilmente reconocibles, tanto sobre el terreno como en las imágenes (Johansen y Phinn, 2008; Johansen *et al.*, 2008).

En Australia, las agencias gubernamentales responsables de la gestión de los espacios de ribera están investigando métodos apropiados para medir

y hacer el seguimiento del estado de estos entornos (Johansen *et al.*, 2007; Johansen y Phinn, 2008). Johansen *et al.* (2007) compararon dos métodos de evaluación del estado de las riberas: el método de Evaluación Visual Rápida del Estado de las Riberas Tropicales (*Tropical Rapid Appraisal of Riparian Condition*), desarrollado para evaluar sobre el terreno las condiciones ambientales de las áreas de ribera de la sabana rápidamente y un método de seguimiento basado en imágenes de satélite (figura 3.5.1). Los resultados de estos dos enfoques se compararon y relacionaron entre sí. Las imágenes de satélite fueron dos imágenes multispectrales del QuickBird de píxeles de 2,4 m que se tomaron con un año de diferencia. El QuickBird es un satélite de alta resolución operado por DigitalGlobe. Estas imágenes de satélite son una fuente excelente de datos ambientales, útiles para analizar cambios en la ocupación del suelo, tanto agrícola como forestal. Las mediciones de campo de la cubierta forestal y la distribución de los claros se hicieron mediante fotografías tomadas desde el suelo hacia arriba con una cámara digital, mientras que la

cubierta de hojarasca se midió directamente en el suelo. Los resultados de las mediciones de campo se utilizaron para calibrar los resultados obtenidos de las imágenes de satélite y para validar la clasificación de las imágenes. En este estudio, se utilizaron índices de vegetación espectral adecuados para ambientes de ribera, incluyendo el NDVI, el EVI (*Enhanced Vegetation Index*), y el SAVI (*Soil-Adjusted Vegetation Index*) calculados y transformados en porcentajes de cubierta forestal y cubierta de hojarasca, mediante modelos de regresión entre las medidas de campo y los valores de los índices de vegetación espectral correspondientes. Los autores encontraron que el tipo de río, la anchura de la zona de ribera, la variación espacial de las condiciones ripícolas, el trazado del sistema fluvial y la accesibilidad eran factores importantes para determinar los beneficios del método de observación sobre el terreno frente al uso de imágenes satelitales. El análisis multitemporal mediante imágenes satelitales fue más preciso y de menor coste para ríos mayores de 200km.

Caracterización de riberas mediante sensores aerotransportados

La teledetección se ha utilizado, hasta cierto punto, para representar gráficamente las diferentes características de las áreas de ribera, así como para dar seguimiento a sus transformaciones, siendo los principales temas de interés la clasificación de las especies vegetales dominantes y los parámetros cartográficos estructurales de la vegetación (Nagler *et al.*, 2001; Davis *et al.*, 2002; Dowling y Accad, 2003; Johansen y Phinn, 2006). La resolución espacial de los datos indica la unidad mínima de representación cartográfica. Las imágenes de los sensores aerotransportados tienen, normalmente, mayor resolución que las imágenes de alta resolución de la última generación de satélites accesibles comercialmente (p. ej. IKONOS, y QuickBird). Gracias a los niveles de precisión de los sistemas de teledetección aerotransportados, se pueden evaluar parámetros ripícolas más allá de la caracterización de los tipos de vegetación, como la presencia de residuos leñosos de gran tamaño, la estabilidad del talud y las propiedades del canal.

El factor de la escala es de suma importancia para el estudio de la vegetación de ribera. La resolución espacial de los datos de teledetección impone la escala para el análisis de la vegetación. En el sector forestal, White y Mac Kenzie (1986) consideraron que el objetivo principal era encontrar una escala en la que un píxel integrara la heterogeneidad pertinente dentro de una unidad gráfica, sin pérdida de nitidez en los bordes de los tipos de coberturas principales. Estos autores consideraron que la escala óptima de resolución dependía del objeto de estudio y de las características inherentes del paisaje, es decir, el tamaño de las copas de los árboles, la rugosidad de la cubierta vegetal, el número de especies en los tipos de vegetación, la forma y extensión de las parcelas en un tipo de bosque, el contraste espectral con la matriz alrededor del bosque y la heterogeneidad producida por la parcelación dentro del bosque (Muller, 1997).

La oferta creciente de datos de sensores aerotransportados de muy alta resolución (píxeles < 0,5 m x 0,5 m) permite su utilización para el estudio de

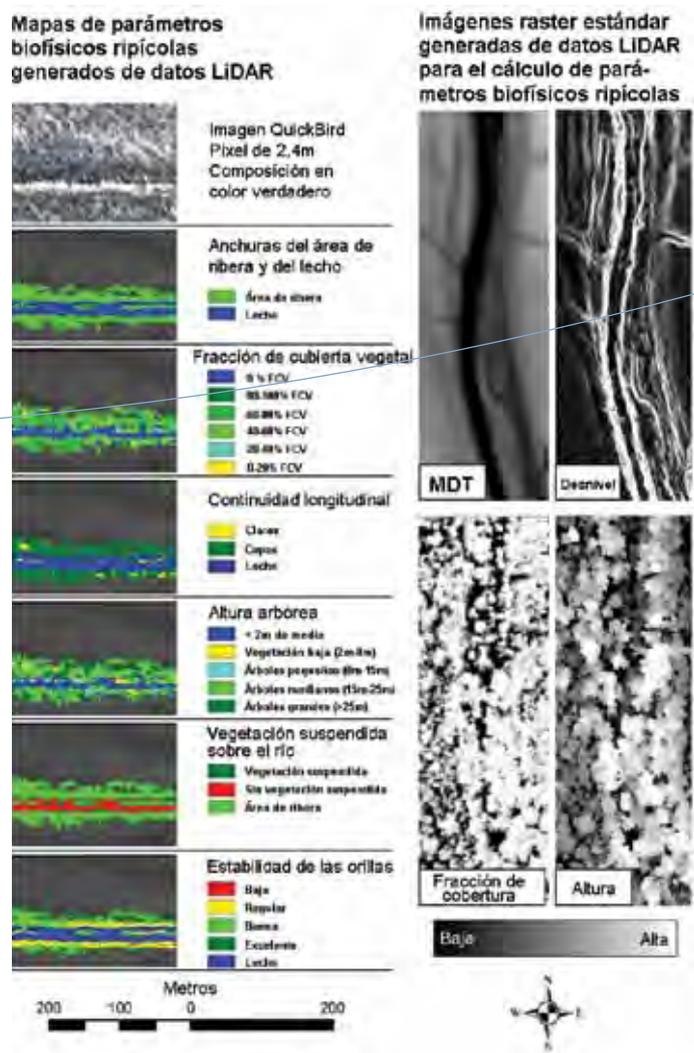


Figura 3.52 Productos obtenidos a partir de datos LIDAR. Mapas biofísicos y topográficos de una ribera en una sabana tropical (Johansen *et al.*, (en revisión)).

las áreas de ribera. Johansen *et al.* (2008) destacaron las ventajas de utilizar los sensores aerotransportados como Vexcel Ultracam, Leica ADS e Intergraph DMC frente a datos procedentes de satélites. Esta ventaja también se debe a su habilidad de movimiento en el momento oportuno y a los sitios marcados por los usuarios, aumentando las opciones de adquirir imágenes libres de nubes. Recientemente, los sensores digitales aerotransportados también se han vuelto más competitivos frente a las imágenes de satélite en términos de costes, precisión y flexibilidad de uso. Otros estudios han utilizado series de datos, generados a partir de imágenes y fotografías aéreas de diferentes fechas, con el propósito de detectar cambios temporales en las áreas de ribera (Bryant y Gilvear, 1999; Ferreira *et al.*, 2005; Milton *et al.*, 1995).

Recientemente, ha surgido un nuevo enfoque que examina la información a la escala del subpíxel para obtener mapas más detallados de la cubierta terrestre. Esta aproximación considera la proporción de cada píxel ocupado por cualquier tipo de cubierta terrestre. Esta información se obtiene utilizando, principalmente, una clasificación de tipo de algoritmo de árbol, que resulta de las evaluaciones continuas del tipo de cubierta terrestre en estudio (Hansen *et al.*, 2002). Un análisis de la secuencia de decisión es un clasificador no paramétrico que divide una imagen en regiones (Oliver y Hand, 1996), dividiendo constantemente los datos de la imagen en regiones cada vez más homogéneas mediante reglas específicas. La teledetección basada en el uso del láser es un avance en este campo, que admite, incluso,

información más detallada sobre las propiedades de las áreas de ribera, tales como detalles topográficos y estructura multidimensional de la vegetación.

Otro tipo de datos de teledetección utilizados en los últimos años son los sistemas LiDAR (Lefsky *et al.*, 2002). Estos sistemas se han utilizado en aplicaciones de desarrollo e investigación durante muchos años. Los sensores aerotransportados LiDAR generan información sobre la elevación y la reflectancia de la vegetación y del terreno mediante la emisión continua o intermitente de radiación láser desde un transmisor aerotransportado, del cual se sabe su posición con gran precisión. El procesado de la señal LiDAR reflejada proporciona una medida precisa de la distancia entre el transmisor y las superficies que se irradian, basándose en la velocidad del láser y la posición del sensor (Lefsky *et al.*, 2002). Los datos LiDAR pueden proporcionar información detallada sobre las alturas de las copas del bosque de ribera y el relieve del suelo con un nivel de precisión vertical y horizontal de tan sólo unos centímetros. Los productos LiDAR proveen una mejor definición de la representación de las redes fluviales y las

cuencas mediante cuadrículas de elevación, mientras que la definición topográfica dentro de las áreas de ribera puede ser inferida y utilizada conjuntamente con información adicional sobre la vegetación para una mejor caracterización de las riberas (figura 3.5.2). A este respecto, Antonarakis *et al.* (2008) clasificaron cinco tipos de bosque de ribera a lo largo de tres meandros de dos ríos franceses. En este trabajo se obtuvo una precisión del 66 al 98 %, utilizando información sobre la elevación y la intensidad de la señal obtenida a partir de datos LiDAR. Por otro lado, la tecnología punta para la representación cartográfica de las áreas de ribera demuestra cómo los datos LiDAR, particularmente, los datos del espectro completo, pueden utilizarse para cuantificar parámetros biofísicos y del relieve a partir de la elevación y la intensidad de la señal y permiten evaluar cambios multi-temporales en dos y tres dimensiones. Otro posible avance de futuro es el uso de las imágenes de alta resolución para la automatización parcial de la elaboración de mapas biofísicos y topográficos de las áreas de ribera, con el fin de generar mapas más consistentes para la gestión y la planificación territorial.

Conclusiones

La teledetección es una técnica que ahorra tiempo y recursos en la caracterización de las formaciones vegetales de ribera y sus resultados pueden ser integrados en un SIG, ofreciendo la posibilidad de ser utilizado como una herramienta para la gestión de las áreas de ribera. Hasta la fecha, el uso más común de la teledetección en las áreas de ribera ha sido la identificación de tipos de ocupación del suelo. Esta información se usa principalmente en la gestión. Los métodos tradicionales de clasificación de los tipos de ocupación del suelo mediante la teledetección son los algoritmos supervisados y no-supervisados con el píxel como unidad de base, los árboles de decisiones y algunos índices de vegetación. En años recientes, las imágenes de teledetección de alta resolución aéreas y de satélite se han vuelto más accesibles, ofreciendo datos más apropiados para una evaluación detallada de las características biofísicas y del relieve de las áreas de ribera. Esto ha permitido una mejora sin precedente en la caracterización de las propiedades de las riberas. Con el aumento en la resolución de las

imágenes aéreas y de satélite disponibles (Johansen *et al.*, 2008) el análisis gráfico basado en objetos (polígonos) utilizando reglas difusas se ha vuelto un método más apropiado para reducir las variaciones en reflectancia dentro de un mismo objeto, pero manteniendo el alto nivel de detalle necesario para la elaboración de mapas ripícolas. Es probable que estos avances se propaguen rápidamente en el futuro próximo, especialmente con el aumento en la accesibilidad de datos de los sensores de barrido fino y forma de onda completa LiDAR y con los paquetes informáticos en desarrollo para el análisis multitemporal y tridimensional de los datos LiDAR que permitirían la automatización parcial de algunas aplicaciones. Las futuras investigaciones en la representación cartográfica de las áreas de ribera también podrán beneficiarse de un aumento en la dimensionalidad de los datos mediante la integración y procesado combinado de datos gráficos de diversa naturaleza como pueden ser las imágenes de alta resolución aéreas y de satélite y los datos LiDAR.

Bibliografía

- Antonarakis AS, Richards KS, Brasington J (2008) Object-based land cover classification using airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 112(6):2988-2998
- Antunes AF, Lingnau C, Centeno AS (2003) Object oriented analysis and network for high-resolution image classification. *Boletim de Ciências Geodésicas, sec. Artigos, Curitiba* 9(2):233-242
- Apan AA, Raine SR, Paterson MS (2002) Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59:43-57
- Arbuckle CJ, Huryan AD, Israel SA (1999) Landcover classification in the Taieri River Catchment, New Zealand: A Focus on the Riparian Zone. *Geocarto International Centre, Hong Kong* 14(3):10-16
- Bryant RG, Gilvear DJ (1999) Quantifying geomorphic and riparian land cover changes either side of a large flood event using airborne remote sensing: River Tay, Scotland. *Geomorphology* 29:307-321
- Collins JB, Woodcock CE (1996) Explicit consideration of multiple landscape scales while selecting spatial resolutions. *Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences: Second International Symposium, Fort Collins, Co*, 121-128
- Congalton RG, Birch K, Jones R, Schriever J (2002) Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture* 37:113-126
- Davis PA, Staid MI, Plescia JB, Johnson JR (2002) Evaluation of airborne image data for mapping riparian vegetation within the Grand Canyon. Report 02-470. U.S. Geological Survey, Flagstaff, USA
- Dial GF, Bowen H, Gerlach B, Grodecki J, Oleszczuk R (2003) IKONOS satellite, sensor, imagery, and products. *Remote Sensing of Environment* 88:23-36
- Dowling R, Accad A (2003) Vegetation classification of the riparian zone along the Brisbane River, Queensland, Australia, using light detection and ranging (lidar) data and forward looking digital video. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29:556-563
- Ferreira MT, Aguiar FC, Nogueira C (2005) Changes in riparian woods over space and time: influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212:145-159
- Goetz SJ, Wright RK, Smith AJ, Zinecker ES (2003) IKONOS imagery for resource management: Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid-Atlantic region. *Remote Sensing of Environment* 88:195-208
- Goetz SJ (2006) Remote Sensing of Riparian Buffers: Past Progress and Future Prospects. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 42(1):133-143
- Hansen MC, DeFries RS, Townshend JR, Sohlberg R, Dimiceli C, Carrol D (2002) Towards an Operational MODIS Continuous Field of Percent Tree Cover Algorithm: Examples Using AVHRR and MODIS Data. *Remote Sensing of Environment* 83:303-319
- Hewitt MA (1990) Synoptic inventory of riparian ecosystems: the utility of Landsat Thematic Mapper data. *Forest Ecology and Management* 33/34:605-620
- Iverson LR, Szafer DL, Baum SE, Cook EA (2001) A riparian wildlife habitat evaluation scheme developed using GIS. *Environmental Management* 28(5):639-654
- Johansen K, Phinn S (2006) Mapping structural parameters and species composition of riparian vegetation using IKONOS and Landsat ETM+ data in Australian tropical savannas. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 72:71-80.
- Johansen K, Phinn S, Dixon I, Douglas M, Lowry J (2007) Comparison of image and rapid field assessments of riparian zone condition in Australian tropical savannas. *Forest Ecology and Management* 240:42-60
- Johansen K, Phinn S (2008) Quantifying Indicators of Riparian Condition in Australian Tropical Savannas: Integrating High Spatial Resolution Imagery and Field Survey Data. *International Journal of Remote Sensing* 29(3):7003-7028.
- Johansen K, Roelfsema C, Phinn S (2008) Special feature - High spatial resolution remote sensing for environmental monitoring and management. *Journal of Spatial Science* 53(1):43-47
- Johansen K, Arroyo LA, Armston J, Phinn S, Witte C. Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-oriented image analysis. *Trees: Structure and Function (en revisión)*
- Lattin PD, Wigington PJ, Moser TJ, Peniston BE, Lindeman DR, Oetter DR (2004) Influence of remote sensing imagery on quantification of riparian land cover/land use. *Journal of the American Water Resources Association* 40:215-227
- Lefsky MA, Cohen WB, Parker GG, Harding DJ (2002) Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. *BioScience* 52:19-30
- Lillesand TM, Kiefer RW, Chipman JW (2008) Remote sensing and image interpretation. Sixth Edition, John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, NJ.
- Milton EJ, Gilvear DJ, Hooper ID (1995) Investigating change in fluvial systems using remotely sensed data. En: Gurnell A, Petts G (eds). *Changing River Channels*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Mouat DA, Lancaster J (1996) Use of Remote Sensing and GIS to Identify Vegetation Change in the Upper San Pedro River Watershed, Arizona. *Geocarto International* 11:55-67
- Muller E (1997) Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. *Aquatic Botany* 58:411-437
- Nagler PL, Glenn EP, Huete AR (2001) Assessment of spectral vegetation indices for riparian vegetation in the Colorado River delta, Mexico. *Journal Arid Environmental* 49:91-110
- Narumalani S, Zhou Y, Jensen JR (1997) Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer areas. *Aquatic Botany* 58:393-409
- Oliver JJ, Hand DJ (1996) Averaging over decision trees. *Journal of Classification* 13:281-297
- Pinheiro A, Bertoldi J, Vibrans AC, Refosco JC (2008) Relationship between land use in riparian zones and water quality in agricultural basin. XXXI Congreso Interamericano AIDIS, Santiago - CHILE, 12 - 15 Octubre de 2008
- Rowlinson LC, Summerton M, Ahmed F (1999) Comparison of remote sensing data sources and techniques for identifying and classifying alien invasive vegetation in riparian areas. *Water SA* 25(4):497-500
- Turner MG (1989) Landscape ecology: the effect of patterns on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197
- White PS, Mac Kenzie MD (1986) Remote Sensing and landscape pattern in Great Smoky Mountains National Park Biosphere Reserve, North Carolina and Tennessee. *Coupling Remote Sensing Studies with Ecology*. US Department of State, US Man and the Biosphere Program, 52-70

El seguimiento del estado de la diversidad biológica ha recibido una atención creciente en la última década, después de la entrada en vigor del Convenio sobre la Diversidad Biológica (www.cbd.int). Conceptos como biodiversidad, desarrollo sostenible, conservación de la naturaleza o bioindicadores han ido introduciéndose, cada vez más, en los medios de comunicación y su uso se ha ido extendiendo en la sociedad. Sin embargo, la brecha que existe entre los fundamentos teóricos de estos conceptos y su comprensión rigurosa por parte de la ciudadanía es evidente. Este hecho puede acarrear dificultades de entendimiento a la hora de planificar el desarrollo

y la gestión territorial, en particular, a los técnicos y los responsables locales, regionales o nacionales implicados en la toma de decisiones. Un reto fundamental para la gestión es ofrecer respuestas para pasar de la teoría a la práctica. Este capítulo se centra brevemente sobre el uso de las aves de ribera y acuáticas como bioindicadores y (1) trata de aclarar lo que es un indicador biológico y lo que éste puede decirnos, (2) proporciona algunos ejemplos teniendo presente a las aves y (3) sugiere un procedimiento paso a paso para la evaluación de las aves que están asociadas a un tramo de río.

¿Qué es un bioindicador?

El término bioindicador se puede definir en un sentido amplio como organismos o grupos de organismos (p. ej. comunidades, asociaciones) utilizados para evaluar los cambios en las condiciones ambientales de los hábitats o los ecosistemas. Los bioindicadores se pueden utilizar en diferentes campos de la biología y de las ciencias ambientales, no obstante, dependiendo de su campo de aplicación y de los organismos implicados, se utilizan diferentes métodos de evaluación. Para alcanzar su objetivo, los bioindicadores deben ser, simultáneamente, fiables e indicativos de un estado concreto de un hábitat o un ecosistema.

Los indicadores resumen datos relacionados con temas ambientales complejos para mostrar el estado y las tendencias globales de la diversidad biológica. Generalmente, se utilizan para simplificar, cuantificar y comunicar el estado, los cambios y las tendencias en diversos temas de interés. Se pueden utilizar a escalas geográficas diferentes, desde la escala local hasta la global, de la regional a la europea (Delbaere, 2002), dependiendo de los objetivos que se consideren.

La búsqueda de indicadores para evaluar el estado de la vida silvestre se puede llevar a cabo desde diferentes enfoques. El procedimiento común es medir la diversidad mediante la pérdida o el aumento del número de especies y, así, evaluar las tendencias de la biodiversidad (Gregory *et al.*, 2003). Para que este enfoque tenga éxito, se debe poner una atención considerable en la selección de una serie apropiada de indicadores. Un indicador debe ser cuantitativo, simplificar fenómenos complejos, ser adaptable a cada caso, relevante para la política, fiable científicamente, sensible a los cambios, fácil de entender, realista en la recogida de datos y susceptible de análisis (Carignan y Villard, 2001; Gregory *et al.*, 2003). Como postula Delbaere (2002), el paso de la ciencia a la política aplicada es fundamental para obtener los mejores indicadores, pues éste vínculo influye enormemente en las etapas esenciales de la generación de indicadores, tales como el seguimiento y la gestión de datos. Sin embargo, no siempre es fácil aplicar la ciencia en un mundo político.

Las aves como bioindicadores

Entre los vertebrados terrestres, a menudo, se han utilizado las aves como bioindicadores (Burnett *et al.*, 2005; Gregory *et al.*, 2005; Padoa-Schioppa

et al., 2006). Las aves ocupan un gran número de hábitats en todo el planeta y, normalmente, de forma abundante (Tucker y Heath, 1994). Algunas especies

son bastante sensibles a los cambios ambientales y reaccionan muy rápidamente. Por añadidura, las aves se utilizan frecuentemente como indicadores de cambios en otros grupos biológicos (Tucker y Heath, 1994). Además, las aves son el grupo biológico mejor conocido por la cantidad de información disponible y, de hecho, se conocen los cambios en la distribución y las tendencias de las poblaciones de varias especies o grupos de especies. Es más, las aves son el único grupo para el que están disponibles grandes atlas a escala nacional o continental y bases de datos sobre su distribución. Comparado con otros vertebrados terrestres, el número de aves es relativamente fácil de recoger y se puede registrar de una forma sistemática a través del tiempo, por lo que es bastante fácil obtener series temporales. Otro rasgo importante de las aves es su popularidad entre el público de todas las edades, lo que permite la existencia de un gran cuerpo de voluntarios interesado en participar en los programas de seguimiento. Actualmente, la facilidad de seguimiento de las aves utilizando protocolos de estudio sencillos es, probablemente, la razón principal por la que es tan atractivo utilizarlas como indicadores biológicos. Además, puesto que las aves viven más tiempo de media que otros organismos que también se utilizan como bioindicadores (p. ej. diatomeas, invertebrados o peces), aumenta su respuesta a los impactos medioambientales que se van acumulando a lo largo de su vida. En la Unión Europea (UE), el Índice de Evolución de las Aves Ligadas a Medios Agrícolas (*"Farmland Bird Index"*), uno de los indicadores estructurales para el medioambiente del

EUROSTAT, es un ejemplo notable en el uso de las aves como bioindicadores. Este índice está basado en los informes anuales que proporcionan los 18 Estados miembros que llevan a cabo programas de vigilancia de aves nidificantes bajo el Plan de Seguimiento Paneuropeo de Aves Comunes (ver <http://ec.europa.eu/eurostat>). El índice proporciona una aproximación razonable del estado de las poblaciones de aves ligadas a hábitats agrícolas (figura 3.6.1), y muestra, claramente, que las poblaciones de aves comunes asociadas a este medio han descendido en las últimas décadas en Europa.

Sin embargo, algunos inconvenientes dejan entrever que las aves están lejos de ser la panacea para el seguimiento de los cambios medioambientales o de las condiciones de los ecosistemas. Entre algunas de sus desventajas se incluyen su movilidad, lo que dificulta relacionar las causas cuando existen altos niveles de mortalidad o se detecta un descenso rápido en la población en un sitio determinado, ya que los factores implicados podrían darse en cualquier otro lugar (incluso en áreas geográficas diferentes, cuando se trata de especies migratorias). Para paliar los efectos de la volatilidad espacial de las aves, los ornitólogos insisten en centrar su estudio cuantitativo durante la época de cría, debido a la relativa constancia espacial reconocida en la mayoría de especies, la cual es dictada por un comportamiento territorial (no obstante, se han descrito diferentes tipos de comportamiento en las aves, haciendo que este proceso sea difícil).

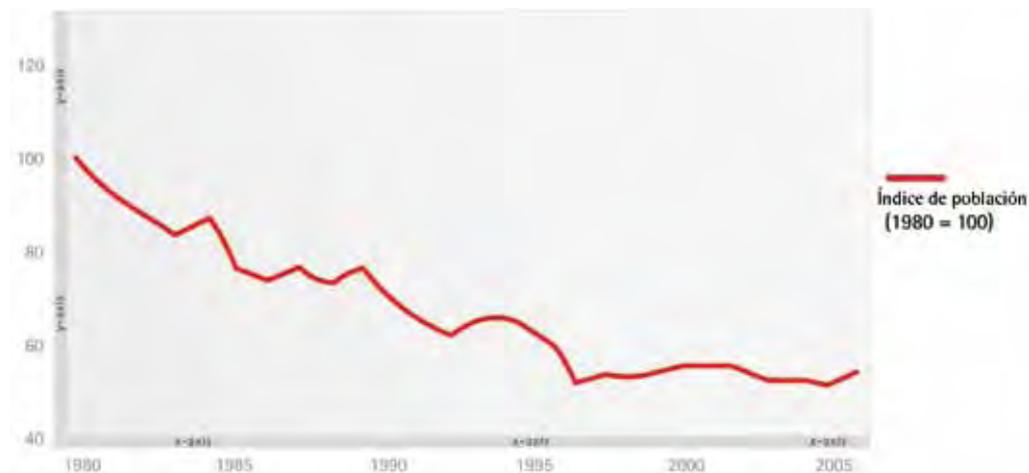


Figura 3.6.1 Cambios en las poblaciones de las aves comunes de hábitats agrícolas (Índice de las Poblaciones de Aves Europeas) entre 1980 y 2005 (de <http://www.ebcc.info/index.php?ID=299>).

Aplicación en los ecosistemas acuáticos

El uso de los organismos acuáticos para evaluar la integridad biótica de los ecosistemas fluviales se ha convertido en un proceso común en los últimos años. Se han desarrollado algunos índices para diferentes grupos taxonómicos, a saber, peces, macroinvertebrados, macrófitos y diatomeas. Hasta el momento, en lo que concierne a las aves, se ha intentado crear índices que relacionan, de alguna manera, las características ornitológicas (composición de especies, riqueza, densidad, diversidad, categorías tróficas) con rasgos acuáticos y ripícolas de tramos de ríos previamente muestreados (calidad del agua, tipo de caudal, pendiente del talud, sustrato, densidad y estructura de la vegetación de ribera). Basándose en la evaluación de las comunidades de aves nidificantes mediante recuentos en puntos de observación (*point count method*), Roché y Frochot (1993) documentaron la existencia de áreas ornitológicas siguiendo un gradiente longitudinal en tres ríos de Francia. Este modelo incluye cuatro zonas desde la cabecera hasta la desembocadura del río, cada una de ellas caracterizada por una especie de ave: en el primer sector destaca el mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), en el segundo, el andarríos chico (*Actitis hypoleucos*), en el tercero, el charrán común (*Sterna hirundo*) y el último sector está mejor caracterizado por la focha común (*Fulica atra*). Otro hallazgo interesante de estos autores es el hecho de que estas áreas ornitológicas son análogas a las áreas de peces descritas anteriormente, por lo que sugieren un modelo general que incorpora los tipos de trazado del cauce, como los tramos con cascadas, los trezados, los anastomosados y los meandriformes (Roché y Frochot, *op. cit.*).



Figura 3.6.2 El mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), un ave ripícola especializada, al que, comúnmente, se considera un buen indicador de la calidad del agua.

Uno de los vertebrados mejor conocido que sirve como indicador de la calidad del agua es el mirlo acuático, un passerino acuático de la familia de las cínclidas que incluye aves de agua dulce muy particulares en su aptitud de nadar y bucear bajo el agua (figura 3.6.2). La distribución de esta especie en Europa está muy asociada con los ríos de corriente rápida, situados, por lo general, en las áreas de cabecera, con aguas frías y claras en las que se pueden alimentar de ninfas o larvas de insectos, cangrejos o peces pequeños (Cramp y Simmons, 1988).

Los mirlos acuáticos son monógamos y muy territoriales durante todo el año, mientras establecen sus territorios a lo largo del río. Ormerod *et al.* (1987, 1991) documentaron una fuerte correlación entre la presencia de mirlos acuáticos y la baja acidez de las aguas de los ríos en el Reino Unido. Sorace *et al.* (2002) llevaron a cabo un estudio en la parte central de Italia, cuyo objetivo era averiguar si la presencia de los mirlos acuáticos se veía afectada por la contaminación del río. Estudiaron 47 tramos de 35 cursos de agua y descubrieron que en el 93,3 % de los casos, los mirlos acuáticos estaban presentes en tramos no contaminados y no se encontraban en un 93,7 % de los cursos de agua contaminados. Además, demostraron que en unos cuantos cursos de agua los mirlos acuáticos habían desaparecido después de la degradación de la calidad del agua. Según los autores, esta especie no sólo detecta los cambios en la calidad del agua a través del tiempo, sino que también es altamente sensible a la contaminación del curso de agua, confirmando, así, su papel como un buen indicador biológico.

Aunque el ejemplo anterior demuestra por qué una especie concreta de ave puede ser un buen indicador biológico, la composición de los grupos de aves asociadas a tramos de ríos se utiliza con frecuencia como un indicador de las características de los hábitats del cauce y las riberas y las modificaciones provocadas por las actividades humanas (p. ej. alteraciones en la pendiente de las orillas, tala y pastoreo). Esto está basado en el hecho de que los pájaros responden a los cambios en la densidad y el tipo de vegetación de los corredores fluviales y de la matriz circundante.

Bryce *et al.* (2002) intentaron evaluar los impactos antrópicos en tramos de río en el Valle Willamette (EE. UU.) empleando un índice de integridad ornitológico (BII, en sus siglas en inglés), que utiliza información sobre las asociaciones de aves obtenida mediante observación. Básicamente, llevaron a cabo una evaluación sistemática de diferentes variables ornitológicas (p. ej. riqueza, abundancia total, migrantes de larga distancia, asociaciones tróficas, tolerancia a las perturbaciones antrópicas, estrategias de nidificación) según su valor como indicadores y combinaron las seleccionadas en un índice de integridad ornitológica para la evaluación del estado de los ríos. Concluyeron que el BII es

una herramienta útil de gestión y seguimiento para evaluar la integridad de las áreas de ribera.

Aunque algunas limitaciones aconsejan precaución en el uso general de las aves de ribera como indicadores biológicos, es importante poner de relieve que es posible obtener una parte de la información clave sobre los rasgos ecológicos de los paisajes de ribera por medio de una evaluación ornitológica. Las aves acuáticas (anátidas y zancudas) pueden proporcionar información útil para evaluar la integridad y dinámica del cauce, mientras que las aves forestales, asociadas al bosque de ribera, pueden utilizarse en el estudio de los diferentes estados de la vegetación.

¿Cómo se puede llevar a cabo la evaluación de las comunidades de aves de ribera?

La presión antrópica en las áreas de ribera ha ido aumentando, dando lugar a la modificación o pérdida de la mayoría de ellas (Kaufmann *et al.*, 1997; Rottenborn, 1999; Nilsson *et al.*, 2005). La larga historia del uso intensivo de la tierra y las perturbaciones antrópicas (Décamps *et al.*, 1988; Corbacho *et al.*, 2003) subraya la necesidad de acelerar las acciones para su recuperación.

Considerando el atractivo de las aves y que la mayoría de los protocolos son fáciles de utilizar, nos gustaría sugerir en esta sección un sencillo procedimiento, paso a paso, para evaluar las comunidades de aves asociadas a un tramo de río que se quiere recuperar. Con el tiempo, esto hará posible detectar cambios en la composición y la abundancia de las especies que, a su vez, se podrían relacionar con las características del hábitat. Se deben seguir los pasos siguientes:

- a) Descripción del estado inicial – se debe recopilar los datos sobre las aves y los hábitats antes de las acciones de recuperación. También se debe reunir la información sobre las especies potenciales. Esta información es fundamental para delimitar el tiempo y lugar de la intervención de acuerdo con la distribución y la ecología de las especies y evaluar la eficacia de la futura rehabilitación.
- b) Elección de las asociaciones de aves – si es posible, se recomienda el enfoque de una comunidad, en

lugar de elegir una única especie. De esta forma, se podrá evitar las fluctuaciones naturales de las poblaciones de una determinada especie y la interferencia de otros factores ajenos a las alteraciones en los hábitats de ribera.

- c) Áreas de control – la existencia de un área de control sin intervención en el mismo curso de agua o en otro con un hábitat de características similares (quizás, de la misma cuenca vertiente) es bastante útil para evaluar el efecto de las acciones que se están realizando. También ayuda a evitar interpretaciones erróneas de los resultados.
- d) Definición de la metodología de seguimiento y los lugares de muestreo – se recomienda la adopción de una metodología estandarizada. Esto permitirá comparaciones futuras con otros trabajos y la repetición de las caracterizaciones en un período de tiempo casi ilimitado. Se recomienda el uso de la metodología de recuento por puntos (Blondel *et al.*, 1981) con distancia limitada, 25 m de ancho, y tiempos de observación de 10 y 20 minutos, subdivididos en intervalos de 5 minutos. El ancho adoptado debe estar relacionado con la amplitud del río y ser constante a lo largo de toda el área de estudio. En el proyecto RIPIDURABLE (www.rapidurable.eu), se utilizaron dos distancias de observación, 25 y 50 m, en ríos cuyo cauce tenía una amplitud de 5 a 15 m, respectivamente;

no obstante, en ríos más grandes, el ancho de observación se puede incrementar. El número y la ubicación de las estaciones de muestreo varía según cada caso; sin embargo, deben separarse de forma que permitan observaciones independientes (p. ej. 250 m unas de otras) y ser espaciados sistemáticamente.

e) Interpretación de los resultados – los estudios de aves deben proporcionar información sobre las actuaciones realizadas, basándose en las relaciones de las aves con el hábitat. Por tanto, se debe prestar una atención particular a las variables ambientales relacionadas con los rasgos de los hábitats. El seguimiento de las aves debe reflejar las acciones de recuperación y el desarrollo de las medidas tomadas. El uso de variables ambientales

y la riqueza y la abundancia de las especies de aves hacen posible la creación de modelos predictivos que pueden ser útiles para los planes de restauración. Es necesario utilizar los resultados para hacer algunas adaptaciones en los planes de restauración si es necesario y también para promover las acciones educativas e informativas hacia el público.

f) Reproducibilidad – para evaluar el éxito del proceso de rehabilitación es necesario seguirlo a través del tiempo. Ésta es la razón por la que es tan importante tener una metodología que se pueda repetir. Dependiendo de la escala espacial del proyecto y de la logística, se pueden llevar a cabo estudios de seguimiento anuales o cada dos o tres años.

Bibliografía

Blondel J, Ferry C, Frochot B (1981) Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6:414-420

Bryce SA, Hughes RM, Kaufmann PR (2002) Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environ. Manage.* 30:294-310

Burnett RD, Gardali T, Geupel GR (2005) Using Songbird Monitoring to Guide and Evaluate Riparian Restoration in Salmonid-Focused Stream Rehabilitation Projects. USDA Forest Service Gen.Tech. Rep. PSW-GTR-191

Carignan V, Villard MA (2002) Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78:45-61

Corbacho C, Sánchez JM, Costillo E (2003) Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:495-507

Cramp S, Simmons KEL (eds) (1988) *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa, (Tyrant Flycatchers to Thrushes)*, Vol. V. Oxford University Press, Oxford

Décamps H, Fortune M, Gazelle F, Patou G (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1:163-173

Delbaere B (2002) Biodiversity indicators and monitoring: Moving towards implementation. Proceedings of a side event held at CBD/COP6. (ECNC Technical report series) ECNC, Tilburg, The Netherlands/Budapest, Hungary

Gregory RD, Noble D, Field R, Marchant J, Raven M, Gibbons DW (2003) Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12-13:11-24

Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppen RPB, Gibbons DW (2005) Developing indicators for European birds.

Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences 360(1454):269-288

Kauffman JB, Beschta RL, Otting N, Lytjen D (1997) An ecological perspective of riparian and stream restoration in the Western United States. *Fisheries* 22:12-24

Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405-408

Ormerod SJ, Tyler SJ (1987) Dippers (*Cinclus cinclus*) and grey wagtails (*Motacilla cinerea*) as indicators of stream acidity in upland Wales. En: Diamond AW, Filion FL (eds). *The Value of Birds*. ICBP Technical Publication No. 6, 191-209. International Council for Bird Preservation, Cambridge

Ormerod SJ, Tyler SJ (1991) Exploitation of prey by a river bird, the dipper *Cinclus cinclus* (L.), along acidic and circumneutral streams in upland Wales. *Freshwater Biology* 25:105-116

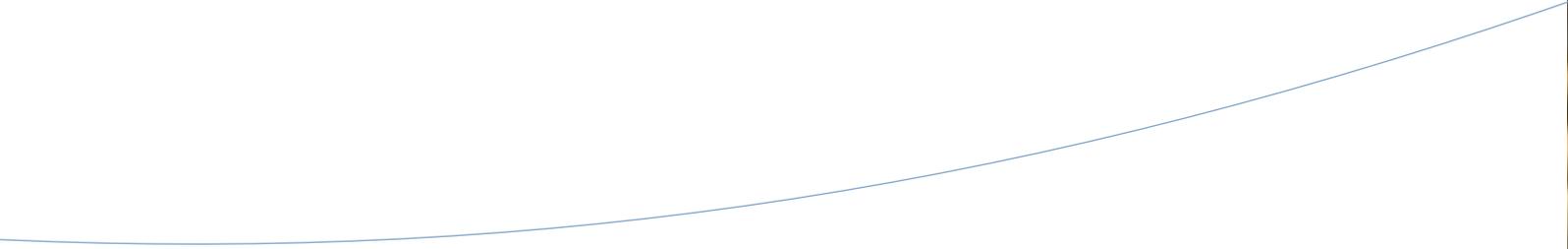
Padoa-Schioppa E, Baietto M, Massa R, Bottoni L (2006) Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6:83-93

Roché J, Frochot B (1993) Ornithological contribution to river zonation. *Acta Oecologica* 14(3):415-434

Rottenborn SC (1999) Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation* 88:289-299

Sorace A, Formichetti P, Boano A, Andreani P, Gramegna C, Mancini L (2002) The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution* 118(1):89-96

Tucker GM, Heath MF (1994) *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International. Birdlife Conservation Series n°3, Cambridge





4

Desarrollo y ejecución
de proyectos

Introducción

Cualquier proyecto comprende el cumplimiento de una serie de fases, diseñadas para lograr los objetivos definidos. En proyectos de restauración hidrológica, esta secuencia de acciones incluye la recolección de aquellos datos fundamentales para el análisis y

la caracterización de la situación, lo cual permite diagnosticar y evaluar los problemas existentes, fijar los objetivos y definir el tipo de río y de los tramos que serán sometidos a la intervención, como se indica en el siguiente diagrama:



Figura 4.1.1 Diagrama de flujo de las fases de un proyecto de restauración en un sistema fluvial.

Caracterización

La caracterización de los múltiples factores que contribuyen a la diversidad y el funcionamiento de los sistemas fluviales es fundamental, por lo que es imprescindible abordar diversos estudios sobre los componentes de estos sistemas. Ello requiere un acercamiento multidisciplinar y una recogida de

parámetros específicos que permitan el análisis de la integridad ecológica de los ríos.

Los parámetros y aspectos esenciales a tener en cuenta en el estudio exhaustivo de un sistema fluvial, con el objetivo de valorar su situación actual son los siguientes:

A. Caracterización del tramo del río

- 1) Situación dentro de la cuenca fluvial
- 2) Caracterización topográfica
- 3) Anchura, longitud y otros parámetros
- 4) Grado de linealidad

B. Hidrología

- 1) Datos de precipitación
- 2) Valores anuales de caudal
- 3) Valores estacionales de caudal
- 4) Valores de caudal extraordinarios (períodos de retorno de 5, 10, 50 y 100 años)
- 5) Valores mínimos de caudal
- 6) Régimen de escorrentías
- 7) Forma y dimensiones de la cuenca

C. Erosión y transporte de sedimentos

- 1) Caracterización de los procesos de erosión
- 2) Cuantificación de la erosión superficial
- 3) Caracterización de la erosión torrencial

D. Procesos fluviales

- 1) Forma y dimensión del cauce
- 2) Composición del sustrato
- 3) Relaciones transversales entre el canal principal y los canales secundarios en condiciones de caudal mínimo y de cauce lleno (*bankfull*)
- 4) Evidencias de colmatación
- 5) Erosión de los márgenes

- 6) Erosión del caudal generador del lecho (*bankfull*)
- 7) Movilidad del cauce
- 8) Tipos de sedimentos

E. Calidad del agua

- 1) pH
- 2) Conductividad eléctrica
- 3) Color
- 4) Temperatura
- 5) Oxígeno disuelto
- 6) Demanda biológica de oxígeno en 5 días (DBO5)
- 7) Demanda química de oxígeno (DQO)
- 8) Sedimentos en suspensión

F. Vegetación ripícola

- 1) Tipo de comunidad
- 2) Distribución de la comunidad
- 3) Grado de cobertura
- 4) Grado de continuidad

G. Especies de plantas y animales

- 1) Especies acuáticas
- 2) Especies de ribera
- 3) Especies nativas versus especies exóticas
- 4) Especies endémicas, singulares o amenazadas
- 5) Macroinvertebrados o vertebrados que actúan como indicadores de la calidad del agua

H. Integridad ecológica del sistema fluvial

Definición del equipo técnico-científico

En un proyecto de restauración, la fase de caracterización es crucial para su viabilidad futura, requiriendo para ello habilidades técnicas con un alto nivel de experiencia. La temprana integración en el proceso de un equipo consultivo multidisciplinar es fundamental. El equipo implicado en la fase de caracterización debe, en la medida de lo posible,

participar en la fase de diseño y puesta en marcha del proyecto. El equipo debe estar compuesto por profesionales con conocimientos en áreas de la ecología terrestre y acuática, la hidrología, la hidráulica, la geomorfología y el transporte de sedimentos.

Evaluación y diagnóstico

En esta fase es importante involucrar a todas las partes interesadas, con el fin de asegurar una participación pública activa durante el desarrollo del proyecto. El éxito real de este tipo de operaciones depende, en gran medida, de la información que se aporte a las entidades y personas afectadas y de su respuesta positiva. Por lo tanto, es necesario crear un consenso entre los diversos actores (p. ej. propietarios, autoridades locales, usuarios) y el equipo técnico, de modo que las fases posteriores tengan en cuenta las necesidades de todos.

A menudo es importante considerar aspectos relevantes tales como los límites de la intervención, si se trata de un sólo tramo o de toda una cuenca, puesto que ello determinará la jurisdicción que se aplicará al proyecto: podríamos estar hablando de afectar tan sólo a uno o dos propietarios o de un proyecto en el que se involucren las administraciones locales, regionales o, incluso, la administración central.

De este modo, es importante formar un grupo consultivo. Éste debe incluir a ciudadanos particulares y vecinos, organizaciones públicas interesadas, grupos de interés económico, instituciones oficiales con competencias dentro del área y organizaciones no gubernamentales de protección medioambiental y del patrimonio. Este grupo consultivo debe reunirse periódicamente para (FISRWG, 2001):

- a) Identificar los intereses públicos en el proyecto.
- b) Proporcionar puntos de vista y proponer objetivos a los responsables.
- c) Asegurar la consideración de los valores locales durante la puesta en marcha del proyecto.
- d) Planificar las mejores alternativas para el desarrollo de actividades de acuerdo con los intereses de todas las partes involucradas.

Es importante que el grupo consultivo sea consciente de su figura como un órgano de consejo, ya que el poder, en lo que respecta a la toma de decisiones, reside en el promotor del proyecto. Aunque los miembros del grupo desempeñen un papel importante en el planteamiento y puesta en marcha del proyecto, no son ellos los que toman las decisiones finales.

Durante la fase de evaluación y diagnóstico es importante implicar a estos grupos consultivos con el fin de garantizar la participación pública durante todo el proyecto. El establecimiento de tales grupos es, a menudo, muy difícil. Los anuncios públicos son una buena manera de generar interés, al igual que la publicidad, los escritos a instituciones con intereses potenciales o, incluso, mediante el contacto directo con colaboradores potenciales, tales como propietarios de tierras.

Definición de objetivos

Posteriormente a la fase de caracterización, una vez se tenga una visión global de la situación, se deberán fijar los objetivos y el alcance del proyecto. Puede ser de mucha ayuda invertir algunas horas en reflexionar sobre conceptos generales de la ecología de la restauración, como la definición de "restauración",

la determinación de las condiciones de referencia o la recreación de posibles escenarios futuros. En los capítulos 1.2 y 3.3 de esta guía se lleva a cabo una revisión exhaustiva de estos conceptos y se discute sobre su utilidad a la hora de definir los objetivos de la intervención.

Delimitación del área de intervención

La delimitación del área de intervención es siempre un tema complejo, puesto que se relaciona directamente con la definición de objetivos y la participación activa de grupos consultivos, así como con los requerimientos técnicos de la intervención misma.

En la fase inicial del proyecto, el personal técnico establece los límites geográficos de la intervención (a través del análisis de los datos recogidos durante la fase de caracterización), siguiendo los objetivos previamente establecidos. Después de esta fase, los límites de la intervención tendrán que ser revisados por parte del grupo consultivo y sometidos a consenso; de esta manera, se asegura que todas las partes implicadas en el proceso tienen completamente claros los objetivos propuestos.

Desde el punto de vista técnico, es importante enfatizar que los límites geográficos definidos deben ser una consecuencia directa de procesos ecológicos relevantes. Estos límites deberían reflejar las diversas escalas espaciales en las que los procesos ecológicos influyen sobre los sistemas fluviales.

Una vez se ha determinado la localización del proyecto, es necesario identificar los tramos que tienen prioridad de intervención, así como también lo es identificar a los propietarios de tierras afectadas. El tipo de intervención variará en función del tipo de propietario y del régimen jurídico que se aplique a esa tierra. Por tanto, puede que en cada situación se tenga que actuar de manera diferente para lograr

los objetivos propuestos, incluyendo la participación pública.

Como una ayuda para identificar a los actores, así como su papel e influencia a diferentes niveles de participación –local o regional–, se pueden definir, en términos generales, las siguientes combinaciones entre el número y tipo de propietarios involucrados y el régimen jurídico de uso del suelo que se aplica al tramo afectado por las intervenciones:

- a) Un único propietario en una zona rural.
- b) Varios propietarios en una zona rural.
- c) Un único propietario en una zona urbana.
- d) Varios propietarios en una zona urbana.
- e) Un único propietario en un área protegida.
- f) Varios propietarios en un área protegida

Llegados a este punto, es importante remarcar que si no se ha informado de manera exhaustiva a las partes interesadas, como a los propietarios de tierras y otros usuarios del río que se va a restaurar, y que sin la participación pública, las medidas de intervención corren el riesgo de fracasar a largo plazo: imponer medidas que no se han convenido previamente o que no tienen consenso público puede reducir su viabilidad.

Bibliografía

FISRWG (2001) Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. By the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) PO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3

Introducción

La restauración de ríos, riberas y humedales se ha abordado en España, principalmente, desde el punto de vista técnico (que incluiría la contratación, generalmente pública, de las obras) y, a lo sumo, social, con el fin de implicar a la población local.

Con el objetivo de cumplir la Directiva Marco del Agua y de desarrollar los programas incluidos en el Plan Nacional de Restauración de Ríos, así como otras iniciativas de recuperación de ecosistemas fluviales, tanto públicas como privadas, es necesario seguir unos pasos legales y administrativos previos con el fin de dar la imprescindible seguridad jurídica, pues cuando se actúa en un río se tratan cuestiones que van desde la mera distinción entre propiedad privada o pública, la caducidad y revisión de concesiones, las servidumbres que gravan los terrenos colindantes,

su calificación urbanística y el régimen de espacios naturales, la exigencia o no de evaluación de impacto ambiental, la adquisición de terrenos mediante figuras de derecho privado o el recurso a la expropiación, las relaciones interadministrativas y el reparto competencial o la adopción de figuras alternativas como los "contratos de río".

En este trabajo se expondrán, de modo resumido, lo que el mundo jurídico, tanto nacional como comunitario europeo, puede aportar al imprescindible esfuerzo por recuperar los maltrechos ecosistemas fluviales europeos, cuestiones que se recogen con detenimiento en una obra nuestra de próxima aparición: "Restauración de ríos: guía jurídica para el diseño y realización de proyectos" (Barreira López *et al.*, 2009), a la cual nos remitimos.

Cuestiones generales

Como es obvio, cuando un particular o la administración pública pretende llevar a cabo la restauración de un río o un humedal, la primera pregunta que surge es la de con quién se ha de tratar como titular de esos terrenos. Una de las razones del Derecho es la de garantizar la seguridad jurídica, en este caso, de un proyecto ambiental y, por tanto lo primero que ha de tenerse muy claro es conocer quién es el propietario (público o privado) y los límites de ese terreno fluvial o ribereño con los colindantes.

En los países de cultura jurídica romana, como España, los ríos y humedales son, en general, bienes de dominio público, aunque se puedan dar casos muy variados, como el que tanto el lecho como las aguas que lo cubren tengan distintos regímenes de propiedad. Otra cuestión es la del deslinde, es decir, los límites exactos de la propiedad, pues los expedientes de deslinde o, no existen, o conllevan graves implicaciones ambientales (canalizaciones para evitar que las avenidas ordinarias o extraordinarias alcancen terrenos particulares). Además, no sólo hay que estudiar cuestiones de titularidad del dominio,

sino el de la situación civil de la finca, pues pueden existir cargas jurídicas y otras limitaciones a los usos de propiedad en manos de otros titulares, siendo las más corrientes la servidumbre y el arrendamiento.

Por otra parte, existen cientos de miles de hectáreas en manos de municipios y otros entes públicos bajo un régimen jurídico muy variado, del que destaca la propiedad comunal. Y para subrayar aún más las cuestiones básicas jurídicas, muchas veces, nos encontraremos con fincas cuyo dueño o titular es desconocido a efectos registrales, pues no están inscritas en el Registro de Propiedad o los datos catastrales son erróneos. Junto a esto, nos podemos encontrar con que la restauración del terreno se entorpezca por cuestiones tan diversas como herencias, concesiones públicas (generalmente, hidráulicas y mineras), litigios por deslindes o proyectos de infraestructuras (no es infrecuente observar cómo repoblaciones forestales muy recientes se arrasan bajo nuevas carreteras o planes urbanísticos).

Repetimos la enorme importancia de la seguridad jurídica. Para este fin, un buen proyecto deberá contar con su expediente administrativo previo, en el que conste la disponibilidad de los terrenos fluviales y ribereños, por lo que se hace imprescindible la consulta de los siguientes organismos, al menos en el caso español, o los equivalentes en otros países de la CE: el Registro de la Propiedad, el Catastro, el Registro de Aguas, el Catálogo de Aguas Privadas, el Registro de Minas, los archivos urbanísticos públicos y las limitaciones de uso en espacios naturales protegidos. Junto al análisis del mundo "legal", se estará muy atento a los múltiples usos ilegítimos y clandestinos del agua, que pueden condicionar en grado sumo el éxito de la restauración, pues es notorio que sólo una mínima parte de las aguas subterráneas se extraen conforme a Derecho y que las tomas de aguas superficiales para regadío son a menudo ilegales, lo cual se puede decir también de las explotaciones hidroeléctricas e industriales. Al menos, en España, la realidad dista mucho del sometimiento al imperio de la ley, en una situación de verdadera "insumisión hidrológica" al Estado; así, una de las primeras

medidas es la de hacer cumplir la ley mediante el empleo de los instrumentos penales y administrativos pertinentes.

Hemos reservado para el último lugar la esencial disponibilidad de caudales, pues es obvio que sin un régimen natural de las aguas o, al menos, un régimen aceptable de caudales de mantenimiento, todo intento de verdadera restauración resultaría baldío. Así pues, a la titularidad y disponibilidad de los bienes habrá de sumarse el agua necesaria para que la restauración tenga éxito, en un régimen lo más natural posible y en condiciones de limpieza adecuadas. Para ello, habrá que contar con las figuras de la caducidad y revisión de concesiones o autorizaciones de aguas (tanto por su volumen y régimen hidráulico, como por su calidad), previendo incluso la demolición de las presas y otras obras hidráulicas que obstaculicen la consecución del objetivo de restauración, como por la implantación de las mejores técnicas disponibles en depuración. Nos remitimos a los distintos informes y libros sobre la cuestión publicados en www.riosconvida.es.

Técnicas jurídicas concretas

Como generalmente serán las propias administraciones ambiental e hidráulica las que desarrollen proyectos de restauración en terrenos de titularidad pública, lo que conlleva grandes ahorros en costes de transacción con los particulares y financieros, nos centraremos principalmente en medidas propias del Derecho administrativo, sin descartar figuras del Derecho privado. En el caso opuesto, cuando se trate de iniciativas particulares habrá que contar también con medidas privadas (arrendamientos, servidumbres, compraventas, permutas, etc.), pues éstas se centrarán sobre todo en los terrenos ribereños y, no tanto, en el dominio público hidráulico, salvo que medien convenios con los organismos de cuenca competentes.

La primera medida administrativa es saber quién es el organismo competente en un lugar determinado, lo cual, en materia de competencias compartidas, no es fácil *a priori*. No sólo se deberá contar con la autorización del organismo de cuenca, sino con las

licencias municipales y de otras administraciones territoriales, junto con, en su caso, la declaración de impacto ambiental o el expediente administrativo de la exención de este trámite administrativo. Como ejemplo español, tanto las Confederaciones Hidrográficas y otros organismos de cuenca como la administración regional y la municipal cuentan con competencias ambientales, por lo que pueden desarrollar actuaciones como las consideradas en este libro. Es muy común, además, que se celebren convenios interadministrativos o que se creen consorcios u otras figuras para que sumen esfuerzos públicos a esta labor. Las principales figuras jurídicas que se pueden emplear a continuación son:

- a) El desahucio administrativo, o expulsión de los que han ocupado ilegalmente la propiedad pública.
- b) La revisión a la baja de concesiones y autorizaciones de aguas y minas, la caducidad de las mismas o su renuncia.

- c) La reposición del dominio público hidráulico a su estado originario o *restitutio in integrum*.
- d) Las "reservas dominiales" o ríos y humedales sobre los que no podrán otorgarse autorizaciones y concesiones, a semejanza de los *Wild and Scenic Rivers*.
- e) La expropiación forzosa de terrenos.
- f) El arrendamiento, usufructo o cesión de concesiones con fines ambientales.
- g) Cesiones obligatorias de terrenos en planes urbanísticos y concentraciones parcelarias.
- h) Planeamiento en espacios naturales protegidos y en urbanismo.

El Derecho privado nos ofrece también un buen conjunto de figuras legales, entre las que destacan:

- a) Adquisición de la propiedad: donación, compraventa, permuta y usucapión (acceso a su titularidad por el paso de un plazo de tiempo).

- b) Contratos sobre usos: arrendamiento, servidumbres civiles y *conservation easements*, contratos privados bajo condición.

Una cuestión fundamental es la adquisición del dominio y de la titularidad de otros derechos con el fin de crear grandes zonas bajo la protección ambiental y jurídica necesaria. En Derecho comparado tenemos los grandes ejemplos del National Trust británico y de reservas privadas bajo la custodia de fundaciones y ONGs. En España, uno de los pioneros ha sido la Fundación Territorio y Paisaje, que cuenta con algunos terrenos riparios. Desde el punto de vista público, destacamos las delimitaciones urbanísticas (suelo "no urbanizable" y "no urbanizable de especial protección") y las iniciativas propias de espacios protegidos, entre las que debería incluirse de manera perentoria la creación de una red de ríos protegidos como los *Wild and Scenic Rivers* ya citados. Junto con la ejecución del llamado Plan Nacional de Restauración de Ríos, se hace imprescindible otro Plan, pero éste de "conservación", con el objetivo de, no ya tener que restaurar en mayor o menor grado lo destruido, sino de proteger lo que se encuentra gravemente amenazado, pues son pocos los ríos que se hallan en buen estado ecológico.

Conclusiones

Este capítulo es sólo un breve esquema de las distintas posibilidades jurídicas y administrativas que se nos ofrecen para ejecutar un proyecto de restauración de ríos. Junto con éstas, hay que asegurar la debida financiación y la mejora de su consideración política, ya que hay ocasiones en que los proyectos de restauración se tratan como "compensaciones" (sic) a proyectos de infraestructuras o urbanísticos de elevado impacto ambiental.

No sólo es el poder público el que ha de encargarse de estos proyectos; la iniciativa privada puede llevarlos a cabo con el debido fomento público (medidas agroambientales, por ejemplo) y el empleo de técnicas de mejoras tributarias a los propietarios ribereños, generalmente fincas agrícolas. La conservación de la naturaleza no es algo que se dirima sólo en despachos oficiales.

Bibliografía

Barreira López A, Brufao Curiel P, Wolman A (2009) Restauración de ríos: guía jurídica para el diseño y realización de proyectos. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.

Definición del equipo técnico y de los procesos de toma de decisiones

El equipo responsable de diseñar el proyecto de restauración debe estar capacitado para gestionar los diversos aspectos relacionados con un proceso de tal complejidad. El equipo debe estar formado por miembros expertos en una amplia gama de disciplinas, tanto de las ingenierías como de las ciencias biológicas, sociales y económicas. Se debe priorizar al personal técnico experto en las siguientes áreas:

- 1) Biología.
- 2) Ingeniería forestal.
- 3) Ingeniería hidráulica.
- 4) Ingeniería biofísica.
- 5) Geología.
- 6) Paisajismo.
- 7) Ciencias sociales y económicas.

El equipo técnico debe ser responsable de varios procedimientos de toma de decisiones, por ejemplo:

- 1) Obtención de financiación para el proyecto.
- 2) Coordinación de sesiones públicas.
- 3) Sentar las bases científicas para el trabajo de restauración.
- 4) Establecer los fundamentos jurídicos para que el proyecto sea operacional.
- 5) Prestar apoyo en los procesos burocráticos necesarios, tales como obtención de licencias y autorizaciones.
- 6) Ejecución del proyecto (planificación y coordinación de las actividades que utilicen maquinaria, de sus operadores y del personal técnico).
- 7) Proporcionar soluciones alternativas originales cuando se presenten imprevistos *in situ*.
- 8) Supervisión y seguimiento.

Un aspecto importante en el trabajo en equipo es el establecimiento de reglas referentes a la elaboración y supervisión del trabajo en curso. Este documento debe elaborarse en la primera reunión y debe contener aspectos relevantes como:

- 1) Reuniones: periodicidad, régimen de asistencia, local, orden del día, elección de un mediador, redacción y aprobación de actas.
- 2) Proceso de toma de decisiones: definición del proceso (votos, consenso y consejo), delegación de decisiones.
- 3) Resolución de problemas: enfoque y solución de situaciones "sin salida".
- 4) Comunicación e información: definición de medidas de relaciones públicas, comunicación entre los miembros del equipo.
- 5) Liderazgo: elección de líderes y encargados (debe haber alguien con responsabilidad total sobre la ejecución que tome decisiones en los momentos clave del proyecto).

Paralelamente a la creación del equipo técnico, se debe fijar también un cuerpo de consultores que cubra necesidades específicas; las habilidades de cada especialista que compongan el órgano consultivo puede aumentar sensiblemente las probabilidades de éxito del proyecto a largo plazo. La lista de especialistas proporcionada aquí no es exhaustiva:

- 1) Abogados.
- 2) Microbiólogos.
- 3) Botánicos.
- 4) Economistas.
- 5) Arqueólogos.
- 6) Sociólogos.
- 7) Agrimensores (medición de terrenos).
- 8) Topógrafos.

Creación de grupos de participación pública

La participación pública en proyectos de restauración debe ser gestionada adecuadamente, para que su enorme y valioso potencial como fuente de información sea explotado de la mejor manera y se convierta así en un elemento fundamental del éxito de estas iniciativas. La creación de grupos de participación pública pone en contacto el saber hacer científico y los conocimientos técnicos con la información social, política y económica que influye en la gestión del proyecto y que, en realidad, afectará a la definición de objetivos realistas a largo plazo.

Es importante que en los grupos de participación pública estén representados el mayor número posible de interesados y usuarios del área donde las iniciativas de restauración tendrán lugar. Sin embargo, estos grupos tienden a estar formados por organizaciones con intereses muy distintos. Por lo tanto, es importante que se establezcan, de manera conjunta, una serie de protocolos que regulen el funcionamiento del grupo y que faciliten la toma de decisiones y la comunicación. Es clave considerar los siguientes aspectos dentro de cada grupo de interés:

- a) La selección de un representante por cada grupo.
- b) Establecimiento de reglas para la toma de decisiones.
- c) Seleccionar personas con habilidades comunicativas y con capacidad de síntesis (esto es importante para el desarrollo de una conciencia colectiva de trabajo, la cual atenuará el desarrollo de dinámicas desfavorables que puedan dar lugar posicionamientos extremos).
- d) Documentación de todos los procesos (elaboración y aprobación de actas).

Es importante mantener al grupo de participación pública informado durante todo el proceso, desde el diseño hasta su puesta en marcha, permitiendo que compartan los problemas que puedan ocurrir durante la implementación y asegurando el intercambio de información entre estos grupos y los responsables.

Se debe prestar especial atención a los propietarios privados de las tierras adyacentes a los márgenes del río. Como parte integrante del proceso de restauración puede ser necesaria la restricción del uso de los márgenes (p. ej., aumentando la franja ripícola, con la consiguiente pérdida de tierra agrícola, o restringiendo el paso al ganado) que puede dar lugar a pérdidas económicas para los propietarios privados. Debido a estas razones es fundamental incluir a los propietarios en el grupo de toma de decisiones.

Para promover el establecimiento de grupos de participación pública es importante desarrollar un plan eficaz de comunicación que exponga y aúne los diferentes puntos de vista. Se pueden utilizar los siguientes medios de comunicación para hacer pública la formación de estos grupos:

- 1) Páginas de Internet.
- 2) Foros en radios locales.
- 3) Folletos.
- 4) Boletines informativos.
- 5) Notas de prensa.
- 6) Sesiones públicas.
- 7) Seminarios.
- 8) Reuniones programadas periódicamente.
- 9) Excursiones.

Análisis económico versus objetivos

Al diseñar un proyecto de restauración es necesario tener en cuenta la idoneidad y la viabilidad económica de las técnicas seleccionadas para lograr los objetivos. En este contexto, es necesario realizar un estudio de viabilidad para determinar si, en

un momento dado, una técnica pasiva sería más apropiada que una intervención directa en el sistema, como serían las técnicas de ingeniería biofísica. Por lo tanto, es importante analizar los objetivos esperados y su relación con:

1) Las causas de la degradación, para verificar en qué grado, la permanencia de los factores de degradación reduce el éxito de las acciones previstas. Es importante valorar la intervención en términos de eliminación total o disminución de los factores perturbadores.

2) Los efectos de la degradación, en casos en los que no sea posible actuar sobre las causas y restablecer las condiciones naturales. En muchos proyectos sólo es posible actuar sobre los síntomas. En esta fase será importante definir qué medidas y técnicas de mitigación económicamente ventajosas se pueden utilizar para obtener los resultados previstos.

3) El tramo / río / corredor / cuenca fluvial / paisaje / región, puesto que es virtualmente imposible actuar sobre todos los impactos antrópicos que influyen en un proyecto de restauración. Es, sin embargo, importante valorar las técnicas seleccionadas y las soluciones adecuadas que aseguren una continuidad fluvial, y que, al mismo tiempo, aúnen objetivos económicos y sociales, factores que, aunque sean difíciles de cuantificar económicamente, deben ser siempre tenidos en cuenta.

Según el grupo de trabajo de restauración de ríos del gobierno de los EE. UU. (FISRWG, 2001), para analizar la eficacia económica de las soluciones sugeridas es necesario llevar a cabo lo siguiente:

1) Elaborar una lista de técnicas que permitan lograr los objetivos definidos.

2) Elaborar una lista de beneficios ecológicos probables.

3) Elaborar una lista de costes probables.

La cuantificación de los beneficios ecológicos probables puede ser difícil, ya que es complejo estimar las ventajas a medio y largo plazo, así como los impactos a nivel espacial. En estos casos, el enfoque ideal consistirá en valorar los beneficios económicos en términos de impacto sobre la población; por ejemplo, en lo referente a la prevención de inundaciones, se pueden calcular los beneficios en términos de costes de los terrenos. Es importante observar que los costes técnicos probables no se

refieren sólo a costes de ejecución, sino también a costes de diseño, adquisición de tierra, licencias, etc. Los análisis de costes-beneficios no son exactos; por lo tanto, es necesario considerar las siguientes reglas de clasificación para técnicas ineficaces:

1) Si existe una técnica más barata para obtener el mismo beneficio.

2) Si, con otra técnica, es posible obtener más beneficios al mismo precio.

La elaboración de gráficos de análisis de costes-beneficios, así como de análisis de costes incrementados puede facilitar la adopción de la técnica más conveniente. Sin embargo, es importante mencionar que un análisis económico correcto depende de los datos, y que una valoración justa y explícita de los beneficios de cada técnica y la cuantificación de costes son vitales para la correcta elección de una solución adecuada. Como ejemplo, se puede indicar una acción cuyo objetivo es controlar la erosión causada por el paso de ganado vacuno por un punto concreto del río. Podemos ejecutar las siguientes técnicas:

a) Construcción de un paso para evitar el pisoteo.

b) Restricción del paso del ganado a un solo punto e instalación de vallas para limitar el acceso a otras áreas.

c) Restricción del paso del ganado a un solo punto y plantación de árboles y arbustos para limitar el movimiento del ganado.

d) Prohibición total del cruce del ganado.

La tabla 4.4.1 resume los beneficios y costes de cada acción.

Un análisis de este tipo es completamente dependiente de los criterios que se establezcan para evaluar los beneficios y el número de factores tenidos en cuenta. Por ejemplo, si consideramos solamente un factor, control de la erosión, la técnica B resultará ser la más efectiva, porque se obtiene el mayor beneficio con el menor coste. Sin embargo, si la intervención se evalúa de forma global y se consideran los beneficios medioambientales prestados por la vegetación y

el impacto ambiental y paisajístico generado por la instalación de estructuras fijas como un vallado, probablemente el resultado sería otro.

Un análisis económico únicamente se puede considerar completo si se elabora un estudio de riesgos, es decir, asumir la posibilidad de que el proceso de restauración pueda fallar debido a factores externos que no fueron cuantificados o que no pueden ser controlados durante su ejecución.

Por ejemplo, en un proyecto de revegetación en el que se asume que las plantas arraigarán con éxito y que lograrán la capacidad de resistir inundaciones, es necesario considerar un período de 5 años. Sin embargo, es posible que durante los primeros 5 años del proyecto tenga lugar una avenida con un período de retorno de 50 años, destruyendo todo el trabajo realizado. Esta realidad resalta la importancia de llevar a cabo un análisis de riesgos potenciales.

Tabla 4.4.1 Análisis de costes-beneficios de una medida para prevenir la erosión en el cauce.

Técnica	Beneficios %	Costes (euros)
▪ A	▪ 80	▪ 4000
▪ B	▪ 90	▪ 1000
▪ C	▪ 90	▪ 2000
▪ D	▪ 100	▪ 6000 (compensaciones)

Documentos de un proyecto

Al elaborar un proyecto, se deben preparar varios documentos que sirvan para apoyar, no sólo la adjudicación de tareas a varias empresas, sino también al supervisor responsable, asegurándonos de que los contratistas responsables de los trabajos respetan el pliego de condiciones para lograr los objetivos propuestos y reducir al mínimo los impactos negativos asociados a este tipo de intervención. Así, se debe elaborar un esquema de trabajo que debe contener los siguientes elementos:

- 1) Ubicación e historia reciente.
- 2) Morfología.
- 3) Hidrología y clima.
- 4) Flora y fauna.
- 5) Intenciones y objetivos.
- 6) Propuesta (trabajo preparatorio, drenaje y reperfilado del terreno, vegetación).

En el plan de trabajo se deben especificar los siguientes detalles:

- a) Trabajo preparatorio (instalación de un almacén, preparación de accesos y áreas de aprovisionamiento, medidas minimizadoras de

impactos negativos, delineación del área de intervención, demoliciones y vertidos).

- b) Reperfilado general del terreno (movimiento de tierras, vertederos, préstamos).
- c) Plantación (preparación del terreno, plantación de árboles, arbustos, vegetación acuática y plantas herbáceas).
- d) Construcción y desmantelamiento del almacén.
- e) Responsabilidades y garantías.

Las piezas diseñadas que deben acompañar a una lista de tareas son:

- 1) Levantamiento topográfico.
- 2) Estudio hidrológico.
- 3) Levantamiento altimétrico (curvas de nivel).
- 4) Levantamiento planimétrico (representación a escala).
- 5) Plano general.
- 6) Plano de las plantaciones.
- 7) Plano detallado.

Establecimiento de un calendario

Una correcta programación de las actividades a ejecutar es vital para el éxito del proyecto. Los detalles sobre las estaciones más convenientes para el movimiento de tierras, el desmonte, la tala selectiva y la plantación deberían ser respetados, no sólo para asegurar el éxito de cada tarea, sino también para minimizar los impactos negativos. A este respecto, se debe prestar especial atención a los proyectos que incluyen plantaciones. Normalmente, los proveedores de planta forestal no tienen en existencias las especies y los ecotipos de las regiones de procedencia específicas en donde el proyecto se llevará a cabo. A menudo, se observa que se introduce la vegetación

equivocada solamente porque es lo único que estaba disponible en el mercado en el momento de realizar la plantación. Este problema puede ser fácilmente corregido mediante la adecuada planificación de un programa de producción de planta autóctona (ver capítulo 4.8).

El gestor del proyecto debe asegurarse del cumplimiento de la programación y debe subcontratar teniendo en cuenta las limitaciones temporales que pueden afectar al proyecto. Esto es importante y decisivo para la elección y el seguimiento de los trabajos de la empresa contratada.

Preparación del presupuesto

Las estimaciones de costes de un proyecto de restauración deben, en la medida de lo posible, basarse en presupuestos lo más detallados posible, minimizando, así, el riesgo de no poder lograr los objetivos debido a la falta de fondos. En términos generales, se deben considerar los siguientes costes:

- 1) Generalmente, para cada fase: contratación de equipos técnicos especializados, compra o alquiler de equipamiento, gastos de desplazamiento y dietas.
- 2) Caracterización: subcontratación de equipos técnicos especializados para tareas específicas (muestreo de peces, censo de pájaros, análisis estadísticos).
- 3) Evaluación y diagnóstico: creación de un equipo de participación pública, alquiler de un local, anuncios, costes de contratación del equipo dinamizador de la participación pública, costes de creación de folletos y páginas web, costes de mantenimiento, costes derivados de la preparación y organización de seminarios.
- 4) Definición de objetivos: costes de las reuniones del equipo técnico y del grupo de participación

pública, costes de la subcontratación de un sociólogo, incentivos para participar en reuniones.

- 5) Medidas administrativas y legales: costes de la subcontratación de un abogado para determinar los procesos administrativos a iniciar (licencias) y para establecer el contacto con propietarios de tierras para la ejecución de las acciones previstas.
- 6) Diseño del proyecto: costes del alquiler de un local, estudios de impacto medioambiental.
- 7) Ejecución: costes derivados de la contratación de un gestor y un supervisor, trabajos de edificación de instalaciones, limpieza final, trabajos de plantación e irrigación, compra o propagación de plantas.
- 8) Seguimiento: costes derivados de la toma de muestras para la supervisión, elaboración de una base de datos, gestión y tratamiento de los datos, redacción de informes.

Es esencial contratar empresas para realizar determinadas tareas, puesto que la mayoría de organizaciones que ejecutan este tipo de iniciativas no poseen maquinaria pesada o personal especializado en áreas tan específicas. Solamente hay algunas empresas

especializadas en estos tipos de intervención, por lo tanto, es recomendable que las especificaciones técnicas de las tareas previstas estén totalmente detalladas. La contratación de empresas exige una supervisión constante para asegurarse que el trabajo esté concluido según las especificaciones. Para asegurar su correcta ejecución y minimizar riesgos, el gestor debe mantener reuniones previas con el contratista: son necesarias para una completa comprensión de los objetivos. Asimismo, un abogado debe elaborar un contrato que salvaguarde los aspectos siguientes:

- Los términos finales del contrato.
- La definición técnica de las tareas.
- La programación de tareas.
- La responsabilidad en cuanto a las licencias y los estudios necesarios.
- La definición de la relación entre la parte contratante y la contratada.
- Los registros e informes de las actividades a realizar.

Financiación

Teniendo en cuenta los beneficios esperados de la restauración de los corredores ripícolas, en cuanto a una mejoría de la calidad ecológica y paisajística, varios países han establecido medidas de compensación para los agricultores, relativas a la pérdida de renta debido a las restricciones impuestas a la actividad agrícola en áreas adyacentes a los ríos. En el pasado, en Portugal, estas compensaciones estaban integradas dentro del paquete agroambiental del programa RURIS (Plan de desarrollo rural 2002-2006) bajo las medidas de "franja ripícola".

Los objetivos de esta medida incluían "la gestión de áreas marginales para el agricultor pero fundamentales como sistemas semi-naturales" y "el mantenimiento de la vegetación ripícola como elemento que contribuye a la calidad del agua, a la conservación de los márgenes y a la biodiversidad" (DGDR, 2000).

La aplicación de esta medida anticipó la elaboración de un plan de gestión para el área que influencia el curso de agua en toda su extensión, por parte del agricultor, proporcionando un conjunto de requisitos para promover la gestión de estas áreas en condiciones

que favorecieran el desarrollo y el mantenimiento de la vegetación de ribera y sus funciones ambientales.

La medida de "la franja ripícola" representa un ejemplo importante de financiación para la protección y conservación de los corredores fluviales, y una puesta en marcha con éxito que cosechará, sin duda, grandes beneficios medioambientales. También será importante establecer, cuanto antes, las medidas necesarias para supervisar el éxito de esta iniciativa.

Además de este ejemplo, bajo la Directiva Marco del Agua será necesario mejorar la calidad ecológica de los ríos en mal estado de conservación para el año 2015. El nuevo marco de financiación comunitaria (2007-2013) ofrece a los Estados miembros varias oportunidades de presentar proyectos que contemplen la restauración de cursos de agua. Hay marcos de referencia no sólo para cada Estado miembro, sino también, proyectos de cooperación interregional en el ámbito europeo para realizar estudios piloto de restauración de riberas, intercambios de experiencias y la promoción de una visión más amplia en lo referente a la ejecución de proyectos de restauración.

Bibliografía

Direcção-Geral do Desenvolvimento Regional (DGDR) (2000) Plano Nacional de Desenvolvimento Regional, Lisboa.

Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (2001) Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. PO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3

Preparación del terreno

La preparación del terreno es el primer paso para la puesta en marcha del proyecto de restauración. Las áreas donde se llevarán a cabo las diferentes medidas de intervención deben ser debidamente jalonadas, usando estacas y cintas de colores para facilitar a los encargados su localización y seguimiento. Es necesario, también, definir las vías de acceso, evitando o minimizando los cruces al río, y las playas de acopio de materiales; éstas deben estar situadas cerca de los caminos, a una cierta distancia de hábitats sensibles y fuera de áreas con riesgo de inundación o con cuevas escarpadas, con el fin de reducir impactos.

El montaje y posterior desmantelamiento de estructuras provisionales, como el almacén, el taller o el parque de maquinaria, deben cuidar todos los detalles de seguridad laboral, ambiental y vial, como cercados, señalizaciones y gestión de residuos, de acuerdo con la legislación vigente en cada Estado miembro. Su desmantelamiento debe incluir, entre otras tareas, la retirada total del material y el equipo utilizado y una limpieza general y acondicionamiento (descompactación e integración paisajística) del área afectada.

Técnicas de limpieza selectiva

Control de la vegetación acuática y ripícola

Algunas especies de plantas acuáticas o de ribera pueden presentar un comportamiento invasor, crecer incontroladamente y, de esta forma, afectar negativamente a las comunidades naturales. El origen de estos fenómenos está relacionado con la introducción deliberada o accidental de especies exóticas que, en ausencia de mecanismos de control natural, tales como la presencia de competidores, o por encontrar condiciones ecológicas favorables (p. ej. especies nitrófilas en aguas eutrofizadas), se expanden incontroladamente, substituyendo a las especies autóctonas y reduciendo la diversidad florística de las comunidades naturales, llegando incluso a su completa eliminación.

Ejemplos de táxones especialmente problemáticos en hábitats de ribera incluyen a la mimosa (*Acacia dealbata*), el ailanto (*Ailanthus altissima*) y la caña común (*Arundo donax*). Se dan también casos en los que especies de plantas acuáticas se vuelven invasoras y causan múltiples problemas, haciéndose necesario su control (véase el cuadro 4.4.1).

En las cabeceras de los cursos de agua, normalmente, no es necesario controlar el crecimiento de la vegetación acuática debido a la mayor calidad del agua (menos nutrientes), a mayores velocidades de flujo y al predominio de substratos gruesos en el lecho. La situación río abajo es exactamente la

Cuadro 4.4.1 Inconvenientes causados por la proliferación excesiva de la vegetación acuática

- Disminución de la calidad del agua - algunas algas liberan toxinas.
- Anoxia - la muerte de la vegetación y consiguiente descomposición de grandes cantidades de materia orgánica consume mucho oxígeno, causando la muerte a peces e invertebrados.
- El predominio de especies exóticas, como el jacinto de agua, *Eichhornia crassipes* y la milhoja acuática, *Myriophyllum aquaticum* desplaza a las especies autóctonas, empobreciendo el ecosistema.
- Disminución de la corriente.
- Aumento de la sedimentación debido a la reducción de la corriente. Los sedimentos dan lugar a una mayor expansión de la vegetación.

contraria, pudiendo agravarse debido a una mayor exposición solar y al aumento de la temperatura del agua, factores que promueven el crecimiento de las plantas.

Durante la retirada de plantas acuáticas hay una tendencia natural a quitar tanta vegetación como sea posible. En el caso de invasión por una sola especie (p. ej. el jacinto de agua o la milhoja acuática), ésta es, de hecho, la mejor solución. Sin embargo, cuando hay varias especies presentes, una eliminación radical empobrece el ecosistema y facilita la posterior invasión por una sola especie (aquella menos

afectada o la que se recupera más rápidamente). En este caso, las operaciones de limpieza deben adoptar el enfoque de "poco y a menudo".

Las plantas acuáticas se pueden agrupar según su forma de crecimiento: sumergidas, flotantes y emergentes. El método de control debe ser, obviamente, el apropiado para el o los tipos de plantas que serán intervenidos. Los principales métodos de control se pueden dividir en cuatro grupos:

Cuadro 4.4.2 Métodos de control de la vegetación acuática

- Mecánico - corte, arranque y dragado.
- Químico - utilización de herbicidas.
- Biológico - peces, insectos, pastoreo.
- Medioambiental - sombreado, aumento de la velocidad de la corriente, reducción de nutrientes.

mecánico, químico, biológico y medioambiental (véase el cuadro 4.4.2).

Control mecánico

La mayoría de plantas sumergidas, flotantes y emergentes pueden ser controladas eficazmente mediante su corte. En función de la profundidad del agua, se pueden utilizar barcas especialmente preparadas o una máquina segadora, pudiendo combinarse con un recipiente recolector. Si se utiliza una segadora con balde recolector (*mowing*



Figura 4.4.1 Limpieza manual de un cauce infestado por jacinto de agua (foto: Ilídio Moreira).

bucket), el corte y la recogida se lleva a cabo en una sola operación. En tales circunstancias, el trabajo se debe realizar contracorriente. Bajo otras circunstancias, las operaciones se realizan a favor de la corriente para facilitar la recogida del material cortado. En cualquier caso, el material cortado debe recogerse lo más rápidamente posible para prevenir (i) la dispersión y la recolonización de la especie a controlar, (ii) la obstrucción de puentes y desagües, (iii) la descomposición del material vegetal, que puede causar anoxia. Para evitar estos problemas y facilitar la recogida del material, es práctica común poner redes aguas abajo de donde se corta. En este caso, la retirada se realiza mediante una excavadora mecánica equipada con una pala perforada. En el



Figura 4.4.2 Pala mecánica perforada para la eliminación de jacinto de agua (foto: Ilídio Moreira).

caso de plantas acuáticas flotantes, como el jacinto de agua, la recogida se puede realizar usando una pala perforada (figura 4.4.2).

Con menor frecuencia, la vegetación sumergida o flotante puede ser retirada mediante un dragado, seguida de la retirada con una pala perforada. En otros casos, la limpieza a gran escala puede realizarse con una pala de limpieza.

Con el objetivo de minimizar el impacto causado por la retirada mecánica de la vegetación acuática se recomiendan las siguientes prácticas:

- 1) Trabajar sobre tramos alternos, garantizando (i) que el curso de agua nunca llegue a estar totalmente libre de vegetación; (ii) la rápida recolonización de plantas y animales.
- 2) Conservar pequeñas parcelas de vegetación previamente identificadas y seleccionadas por su valor florístico o estructural.

Control químico

En muchas situaciones el control mecánico no es un método eficaz y el uso de herbicidas constituye un método alternativo. Sin embargo, los herbicidas pueden eliminar tanto especies exóticas como especies importantes. El uso de herbicidas cerca de ríos y riberas está severamente restringido y es importante consultar la legislación europea y nacional para reducir al mínimo los efectos negativos de este tipo de intervención.

A la hora de decidir el uso de herbicidas es necesario conocer las características del método de aplicación y del producto, incluyendo todas las restricciones que persiguen minimizar los efectos negativos y maximizar los beneficios de su uso. Es importante remarcar que la utilización de herbicidas debe ser considerada solamente cuando el resto de métodos alternativos sea inviable.

Al elegir los herbicidas es necesario tener en cuenta la toxicidad, la persistencia, los productos de la degradación, los procesos de mezcla hidrodinámica, la frecuencia y programación de uso y los métodos de aplicación. Cuando se apliquen directamente sobre el agua, los herbicidas deben ser no persistentes, con un período de degradación corto y una absorción rápida. Se utilizan las mismas sustancias activas para plantas terrestres y acuáticas, diferenciándose únicamente en la fórmula, la dosificación y los métodos de aplicación.

Dependiendo de cada caso, existen varios tipos de métodos para aplicar herbicidas. Se deben consultar a fondo los prospectos y seguir siempre las instrucciones de las etiquetas para el correcto seguimiento de los usos aprobados por la UE para ese producto.

Al elegir un herbicida, se debe consultar los servicios oficiales competentes, utilizar únicamente las sustancias activas aprobadas para el uso en áreas ripícolas y cumplir las posibles restricciones referentes a su uso.

Aunque la aplicación de herbicidas sea un proceso rápido, la muerte de la planta puede tardar hasta varias semanas. Los beneficios hidráulicos, por lo tanto, tardarán un cierto tiempo en hacerse visibles.

El uso de herbicidas debe considerarse con cautela y no es siempre la solución más adecuada. El alcance y el período de aplicación deben ser contemplados cuidadosamente puesto que, tras su aplicación, la vegetación sumergida puede descomponerse y causar anoxia.

Cada tipo de herbicida está recomendado para una gama de especies invasoras y situaciones. Si hay una especie que se desea preservar en la misma categoría, se deben utilizar métodos de control mecánicos. En cada situación, se deben identificar las especies de interés que pueden verse afectadas por el herbicida seleccionado y se debe pedir consejo a un especialista.

Es importante que el personal responsable de su aplicación esté cualificado y tenga experiencia y que las operaciones sigan la normativa vigente.

En todos los casos, el uso del control químico debe confirmarse como la alternativa más eficaz. Las directrices en cuanto a la elección del producto fitosanitario son de ayuda a la hora de elegir el producto más conveniente y, así, garantizar la protección del curso de agua. Las dudas referentes a los productos se deben dirigir al organismo oficial competente.

Existe un margen de seguridad entre la concentración de herbicida óptima para el control de la vegetación y aquella que puede causar daños a peces y otra fauna. Sin embargo, se pueden producir situaciones donde la combinación de un margen de seguridad reducido y la aparición de interacciones complejas ocasionen mortandad de peces. Por tanto, se recomienda adoptar un enfoque cauto, basado en una serie de aplicaciones localizadas sobre pequeñas porciones de la superficie infestada. El control de la vegetación dentro del agua requiere precauciones específicas para asegurar que la vegetación de ribera no se vea afectada cuando la aplicación se realice desde la orilla. También es importante considerar la época del año en la que los productos fitosanitarios pueden ser aplicados, y es recomendable esperar a que la vegetación alcance el estado de desarrollo más sensible para su erradicación. Tales indicaciones vienen normalmente en la etiqueta del producto; sin

embargo, aquí damos las siguientes recomendaciones:

- 1) La mayoría de especies invasoras flotantes y emergentes son tratadas mediante aplicación directa sobre las hojas. Por lo tanto, el tratamiento debe realizarse una vez que el área de la hoja haya alcanzado una etapa significativa de desarrollo. Las aplicaciones realizadas a mediados o finales del verano minimizan el daño sobre la fauna, ya que la mayoría de pájaros e insectos han finalizado ya su ciclo reproductivo.
- 2) Las algas y otras especies invasoras sumergidas se tratan, generalmente, durante la primavera o al inicio del verano. En esta época del año, estas plantas no están todavía completamente desarrolladas y son más susceptibles a los herbicidas. En esta época se reduce también el riesgo de anoxia debido a que la temperatura del agua es más baja y los niveles de biomasa total son inferiores.

Hay casos especiales donde se recomienda combinar tratamientos mecánicos con métodos químicos, como en el control de la caña común, donde las aplicaciones de glifosato, tanto en primavera como en otoño, tienen más éxito si se ha realizado un corte durante el otoño y el verano anteriores, respectivamente.

En EE.UU., donde la proliferación de caña común es un problema grave, se ha utilizado con éxito la combinación de tratamientos en situaciones donde la caña está rodeada por vegetación autóctona. El método consiste en realizar dos cortes sucesivos seguidos de la aplicación de un herbicida. El primer corte se lleva a cabo durante la etapa de crecimiento, a 30-60 cm del suelo; el segundo corte se realiza cuando el tallo alcanza los 60-90 cm. Aproximadamente 20 minutos más tarde, se aplica glifosato sin diluir directamente sobre la sección cortada. La aplicación del herbicida al inicio del otoño resultó ser más eficaz.

Control biológico

Los métodos incluyen:

- 1) Pastoreo bovino u ovino de plantas emergentes y flotantes. Este método depende de la palatabilidad de las especies a controlar, del acceso al curso de agua por parte del ganado y de su eficacia en el control del crecimiento excesivo. Estos factores deben ser valorados contra factores negativos

como el pisoteo del cauce y, sobre todo, de los márgenes.

- 2) El pastoreo de patos, gansos y cisnes puede ser significativo y beneficioso. Sin embargo, es difícil controlar a estos animales, lo que da lugar, con frecuencia, a la reducción de la diversidad vegetal.

Control medioambiental

Las técnicas de control medioambiental suponen la alteración de las condiciones ambientales, de manera que lleguen a ser menos favorables para el desarrollo de la vegetación. Las técnicas principales son (i) reducción de nutrientes, (ii) manipulación de

las características hidráulicas del curso de agua e (iii) incremento de las zonas de sombra.

La tabla 4.4.1 resume las características, ventajas y desventajas de cada técnica.

Tabla 4.4.1 Ventajas y desventajas de las técnicas de control medioambiental.

Técnica	Descripción	Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> Reducción de nutrientes 	<ul style="list-style-type: none"> Eliminación/reducción de la afluencia y arrastre de nutrientes a los cursos de agua (en particular de fosfatos). 	<ul style="list-style-type: none"> Medioambientalmente sostenible y deseable. Reduce la proliferación de la vegetación invasora y la formación de masas densas de vegetación. Ahorro en los métodos de control clásico (a largo plazo). 	<ul style="list-style-type: none"> Costosa. Reducidos efectos a corto plazo debido a la presencia de nutrientes en los sedimentos.
<ul style="list-style-type: none"> Modificación del perfil transversal del río 	<ul style="list-style-type: none"> Incremento de la profundidad del canal aumentando así la velocidad de la corriente y reduciendo la sedimentación. 	<ul style="list-style-type: none"> Creación de un sistema de auto-limpieza. Aumento de la diversidad. Ideal en condiciones de caudal reducido. 	<ul style="list-style-type: none"> No solventa el problema del crecimiento excesivo de la vegetación en plataformas laterales.
<ul style="list-style-type: none"> Creación de zonas de sombra 	<ul style="list-style-type: none"> Plantación de arbustos y árboles en el margen sur. 	<ul style="list-style-type: none"> Bajo coste. Ahorro en los métodos de control clásico (a largo plazo). En alternancia con claros incrementa la diversidad del hábitat. 	<ul style="list-style-type: none"> Reducidos efectos a corto plazo (durante la fase de crecimiento del árbol). Ocupa espacio en la ribera. El acceso para el mantenimiento se limita a la cara norte.

Control de la vegetación herbácea en las orillas

El control de la vegetación herbácea en las orillas y dentro de las motas de protección puede tener las ventajas siguientes:

- 1) Favorece el desarrollo radical de la cobertura vegetal, protegiendo el suelo frente a los procesos erosivos causados por la corriente.
- 2) Minimiza la rugosidad del cauce, haciendo más eficiente la reducción del nivel de agua tras las crecidas (reduciendo la probabilidad de inundación y el colapso de diques).

Desde un punto de vista medioambiental, es preferible tener un recubrimiento vegetal para mejorar las condiciones de alimentación y refugio de varias especies de mamíferos, pájaros e insectos. Sin embargo, puede haber situaciones donde sea necesario el control selectivo de plantas herbáceas; aquí se proporcionan algunas recomendaciones.

Mencionaremos tres métodos para controlar el crecimiento de la vegetación en los márgenes: el pastoreo, el corte y el uso de herbicidas. El último método debe utilizarse únicamente en circunstancias

excepcionales, aplicándolo sobre pequeñas áreas, por ejemplo, en el control de cañas u otras especies invasoras exóticas. Los herbicidas no deben utilizarse como método de control rutinario. En condiciones "normales", los otros dos métodos pueden utilizarse para mantener una adecuada cobertura vegetal. Sin embargo, hay zonas donde es muy costoso cortar la vegetación herbácea, y otros, donde no hay ganado para que pade. La principal desventaja de cortar es el cambio abrupto de hábitat, mientras que el pastoreo puede presentar riesgos medioambientales y sanitarios debido a los efectos del pisoteo y a la presencia de excrementos.

Los efectos del pastoreo sobre la estructura vegetal dependen, obviamente, del manejo del ganado, especialmente, del tipo y de la densidad del ganado y de la época del año en la que se realice. Cabe señalar que estas cuestiones, por su especificidad, quedarán fuera del alcance de este trabajo, pero quisiéramos precisar que un manejo adecuado del ganado debería evitar siempre el sobre pastoreo. El objetivo principal del pastoreo es permitir la inspección visual de los márgenes, reducir el predominio de ciertas especies herbáceas y favorecer la riqueza florística y faunística

del área. Recomendamos no introducir ganado en los márgenes antes del mes de julio, con el fin de reducir impactos negativos por pisoteo y sobre la reproducción de algunas especies animales.

El corte de la vegetación de taludes y márgenes altera, de forma radical y repentina, las comunidades vegetales, así como la estructura del hábitat de invertebrados, aves y mamíferos. Con el objetivo de minimizar el impacto, la época, la frecuencia y el alcance del corte deben ser elegidos cuidadosamente. La época recomendada es a partir de mediados de verano (después de julio). Las ventajas de este procedimiento son:

- 1) Conservación del refugio necesario para la reproducción animal.
- 2) Disponibilidad de semillas y frutos como fuente de alimento para aves y pequeños mamíferos.
- 3) No estimula el rápido crecimiento vegetal que tendría lugar si el corte fuera realizado durante la primavera.

La rotación de las áreas de corte proporciona mejoras substanciales en la diversidad vegetal y en la estructura del hábitat. Aunque el tamaño y el tipo de zonas no sujetas al corte varíen en cada situación específica, se deberían seguir las siguientes pautas:

- 1) Preservar al menos un 10 % del área, que será cortada durante un período de rotación más largo (3-5 años).

- 2) Promover la rotación de forma que no haya áreas que sin cortar durante más de tres años con objeto de prevenir el desarrollo de especies dominantes, zarzas o matorrales, que inhibirán el crecimiento de otras especies.

El corte alternando zonas no tiene por qué afectar negativamente al funcionamiento hidráulico de los cursos de agua. En cauces de más de dos metros de ancho, la existencia (limitada) de zonas con vegetación en estados de desarrollo mayor no tiene efectos significativos. El material resultante del corte debe ser eliminado del cauce y ser depositado en áreas secas, proporcionando, así, alimento y refugio a insectos, reptiles y pequeños mamíferos. La quema de este material no se recomienda por razones medioambientales (véase el cuadro 4.4.3).

Cuadro 4.4.3 Efectos de la quema

La quema no es el método ideal para controlar la vegetación debido a razones hidráulicas y medioambientales:

- Riesgo de fuego incontrolado y posible afectación de la galería ripícola.
- Destrucción del recubrimiento vegetal del margen y el talud, con el consiguiente riesgo de erosión.
- Daño o destrucción de hábitats y pérdida indiscriminada de especies y comunidades vegetales.
- Daños al suelo.
- Liberación de nutrientes al suelo y a cursos de agua, provocando la proliferación de las especies de ribera más competitivas y a un mayor crecimiento que las especies acuáticas.

Control de arbustos y árboles

Riberas

En la mayoría de casos no hay una justificación hidráulica para retirar arbustos y árboles de las riberas ya que, en condiciones normales, la corriente tiene lugar en el cauce. En inundaciones, la vegetación de las riberas disminuye la velocidad de la corriente reduciendo su impacto.

Los árboles y los arbustos que componen la vegetación de ribera deben ser foco de especial atención en

cuanto a su mantenimiento, ya que constituyen, en términos naturales y paisajísticos, el principal elemento estructural del curso de agua y no pueden ser sustituidos fácilmente.

Cuando la limpieza de la vegetación ripícola de una de las riberas es inevitable, la ribera norte debe ser la "sacrificada". El margen sur es más importante, ya que proporciona sombra y, por lo tanto, contribuye al control de la temperatura y de la iluminación del

agua. Sin embargo, los árboles de la ribera norte, preferiblemente los más grandes y de mayor valor, deberían dejarse manteniendo una separación regular.

El espacio necesario para que una máquina pesada maniobre alrededor de los árboles varía en función de la altura y el perfil del talud, el tipo de máquina, el tamaño del árbol y la habilidad del operador. En términos generales, es posible trabajar con una distancia entre árboles de 10 m, aunque la separación puede afectar al rendimiento de la máquina.

El corte de ramas colgantes, que pueden acumular detrito flotante u obstruir el movimiento de la maquinaria, es una medida rutinaria pero no debe ser realizado por personal no especializado. Sólo las ramas que constituyen un riesgo de inundación deben ser cortadas.

Si las máquinas deben trabajar al lado de los árboles, las ramas vulnerables o incómodas deben ser cortadas y retiradas antes de que la maquinaria empiece a trabajar para evitar la destrucción o causar daños importantes debido a su movimiento.

Las ramas más pesadas de árboles muertos en pie deben ser retiradas, aunque el tronco principal debe dejarse, ya que constituye un hábitat valioso para organismos que necesitan madera muerta (hongos, invertebrados, murciélagos y pájaros).

La tala de árboles puede efectuarse en función de dos objetivos: (i) la retirada de un grupo de árboles con el objetivo de seleccionar un único pie, aquél con la mejor forma; (ii) la limpieza total (corta a hecho) de un área, en rotación con otras áreas a lo largo del mismo curso de agua. Esta última técnica puede

Cuadro 4.4.4 Recomendaciones para el control de arbustos y árboles en las riberas

- Realizar la tala de la vegetación ripícola únicamente bajo circunstancias excepcionales y justificadas.
- Preservar de forma preferencial la vegetación de la orilla sur, con el objetivo de mantener las zonas de sombra sobre el cauce.
- Dejar una separación de 10 m entre árboles.
- Mantener los troncos de árboles muertos, si éstos se mantienen en pie.

ser utilizada para generar bosquetes o rodales con un crecimiento equilibrado basado en las características de crecimiento de cada especie (ver figura 4.4.3).



Figura 4.4.3 Corte de ramas (foto: Ilídio Moreira).

Cauce e interior de taludes

El mantenimiento necesario de arbustos y árboles de las orillas del curso de agua (o en la cara interior de los taludes) se realiza por razones hidráulicas. La presencia de arbustos dentro del agua aumenta la resistencia, incrementando el nivel del agua durante inundaciones o crecidas. En casos extremos, un árbol, o partes de él, puede dificultar el flujo de la corriente y obstruir puentes u otras estructuras.

Por otra parte, las operaciones de mantenimiento de árboles y arbustos pueden tener beneficios medioambientales. La existencia de una población monoespecífica y uniforme, por ejemplo, puede beneficiarse de un desbroce selectivo para favorecer una mayor diversidad estructural. La poda regular de sauces puede también evitar su caída y, como consecuencia, el riesgo de obstrucción.

La existencia de arbolado denso dentro del agua incrementa el riesgo de inundación y complica la limpieza. Normalmente, los árboles aislados no presentan gran riesgo puesto que raramente acumulan detritos de inundación.

A veces, la existencia de árboles en ciertas áreas del cauce (en el interior de meandros, por ejemplo) no provoca ningún impacto en la capacidad hidráulica del curso de agua. En tales situaciones, la poda de las

ramas más bajas puede ser beneficiosa, ya que puede dificultar el paso de la corriente durante las crecidas.

Por lo que respecta a la vegetación arbustiva del cauce, al analizar las diversas opciones de mantenimiento, no se debe descartar el enfoque más simple: su conservación. Es importante evaluar el efecto de las comunidades de arbustos sobre la corriente del río. En algunas situaciones en las que haya habido deslizamientos de tierra o ensanchamiento del cauce, la vegetación debe mantenerse, al menos, en una mitad del cauce.

Para mantener un sistema natural, integrado por arbustos y árboles, el mejor enfoque es, también, el de "poco y a menudo". La retirada de ramas que forman, o podrían formar, una obstrucción es medioambientalmente aceptable. Sin embargo, se debe luchar contra la tentación de quitar más de lo necesario.

Durante los trabajos de mantenimiento, es mejor marcar árboles o ramas de manera que se indique la acción a la que serán sujetos, p. ej. tala total, retiro selectivo de ramas o poda. Este enfoque es imprescindible cuando las tareas las está realizando personal no especializado.

El destocoñado no es recomendable ya que puede afectar a la estabilidad del talud.

Siempre que sea posible, la poda y la tala deben realizarse durante el invierno (hasta marzo), evitando el período de reproducción de las aves y los períodos de mayor actividad de los invertebrados; también es el período más conveniente para el árbol ya que durante la parada vegetativa la recuperación tras los cortes de la poda es mejor.

El trabajo de mantenimiento realizado desde el cauce, ya sea usando maquinaria clásica o un barco, permite el mantenimiento de la capacidad de desagüe del canal, sin afectar a las zonas de sombra. Solamente se cortan las ramas más bajas de los árboles de los márgenes (a nivel del agua). La retirada de material se realiza mediante la apertura de un "túnel" en la vegetación cada 100 m, aproximadamente.

El material retirado debe depositarse en áreas cuidadosamente elegidas. El uso de fuego debe ser

evitado. La opción recomendada es el uso de un triturador de madera. El desecho resultante puede utilizarse como mantillo o como recubrimiento de sendas peatonales. Otra solución es utilizar las ramas como estacas para proteger los márgenes o para hacer fajinas de material vivo o muerto, con el mismo objetivo.

Cuadro 4.4.5 Control de los arbustos y árboles del talud - recomendaciones

- Marcar los árboles y las ramas que afectan el flujo y que serán retirados.
- Cortar "poco y a menudo".
- La poda debe realizarse durante el invierno.
- No destocoñar.
- El trabajo mecánico debe realizarse, preferiblemente, desde el cauce para reducir daños sobre la vegetación de las orillas.
- Promover la reutilización del material vegetal retirado.

En muchos casos, contando con la colaboración o, al menos, el consentimiento del propietario de los terrenos, el material retirado puede simplemente apilarse. Durante el proceso de descomposición, el material proporciona refugio a muchas especies animales, desde invertebrados a pequeños mamíferos, reptiles y pájaros.

A continuación se tratan algunas recomendaciones que se deben seguir durante las operaciones de limpieza para minimizar los efectos negativos:

- a) Tenga siempre en mente que el objetivo prioritario es tratar la causa y no simplemente los síntomas. Esto requiere una comprensión fundamental de los procesos físicos que intervienen antes de definir las medidas de intervención.
- b) Cualquier intervención debe estar precedida por un examen detallado del estado del curso de agua. Este estudio debe ser realizado por un experto técnico cualificado, con el objetivo de definir las áreas y los tipos de intervención, teniendo en cuenta los aspectos físico-hidráulicos y ecológicos.
- c) La retirada y la ubicación del material eliminado (especialmente substratos) deben ser valoradas cuidadosamente. El aterramiento de depresiones

adyacentes no es siempre la mejor solución, ya que a veces estas mismas áreas constituyen puntos de interés ecológico, proporcionando refugio, alimento y áreas para la reproducción de especies vegetales y animales. En caso de duda, deberá consultarse a un especialista en ecología acuática. El uso de los materiales excavados en las orillas para reforzar las motas debe ser sujeto a análisis previos para verificar si tal medida no impide el drenaje hacia el curso de agua y no afecta al valor ecológico de las riberas. Se debe prestar especial

atención a la retirada de materiales que contengan restos de plantas invasoras como *Arundo donax*. Este material deberá depositarse en vertederos autorizados.

d) Si en el valle fluvial hay áreas agrícolas o de interés natural que merecen ser protegidas, es importante estudiar la trayectoria más conveniente en lo que respecta al acceso de maquinaria pesada hacia el río. Se debe dar prioridad a vías de acceso ya existentes.

Movimiento de tierras

Existen recomendaciones básicas en lo referente al movimiento de tierras con el objetivo de reducir los efectos negativos de estas operaciones:

- a)** En cursos de agua pequeños o medianos, sin corriente permanente, y en los que se realizan operaciones de limpieza durante el verano, es preferible operar la maquinaria desde el cauce. Esto reduce sustancialmente el perjuicio sobre el hábitat del río. La ubicación del material excavado requiere un planeamiento cuidadoso.
- b)** En arroyos pequeños, en los que, generalmente, no es posible trabajar desde el cauce, la orilla seleccionada para los trabajos debe ser la de menor

interés natural, teniendo en cuenta la vegetación y las áreas de cría. Cuando no haya diferencia entre orillas, la orilla norte (o la del este) debe ser la utilizada y la del sur (oeste) preservada, ya que proporciona zonas de sombra.

c) La elección de la maquinaria que se va a utilizar dependerá de la anchura del río y el tipo de trabajo que se ha de realizar, en términos de potencia y dimensión.

A continuación, se proporcionan más detalles sobre los aspectos que se deben tener en cuenta en lo referente a los siguientes tipos de intervención en cursos de agua.

Reperfilado transversal

El reperfilado transversal abarca intervenciones dirigidas a encauzar (aumentar la profundidad) y a ensanchar el cauce en tramos relativamente largos, con el fin de mantener la capacidad hidráulica del río. Al llevar a cabo este tipo de acciones se debe poner cuidado en sus efectos sobre la conectividad del cauce con las riberas; por ejemplo, un aumento de la profundidad puede poner en riesgo la conservación de los hábitats ripícolas, ya que el nivel del agua tiende a situarse, naturalmente, en niveles inferiores, a veces, muy por debajo del borde de la orilla; sin embargo, en áreas semi-urbanizadas o en áreas con una cierta densidad de población, las restricciones de espacio pueden excluir otras opciones que pudieran

reducir la sección transversal del cauce. Una buena alternativa al aumento de la profundidad del cauce es el ensanchamiento, especialmente en áreas donde el valor de conservación de las orillas es compatible con la eliminación temporal de la vegetación a lo largo de una de ellas.

A veces, es necesario retirar sustratos del lecho, al tiempo que se elimina la vegetación en una de las orillas. Estas situaciones deben ser consideradas como excepcionales, y no ser confundidas con medidas de regularización fluvial pura y dura. En estos casos debe preverse la restauración de la cubierta vegetal del talud para protegerlo contra la erosión, ya sea

mediante medidas que favorezcan la regeneración natural o efectuando plantaciones.

Cuando las operaciones de ensanchamiento y de aumento de la profundidad son inevitables, éstas deben combinarse con el objetivo de crear perfiles transversales que satisfagan las necesidades de flujo de caudales en situación de aguas bajas y de cauce lleno, garantizando un compromiso eficaz entre (i) los valores naturales a preservar en el interior del canal de aguas bajas y (ii) la necesidad de aumentar la sección transversal del río debido al riesgo de inundaciones.

A continuación se proporcionan las siguientes recomendaciones para las acciones de reperfilado transversal (figura 4.4.4):

1) Creación de un cauce no uniforme y asimétrico, teniendo en cuenta principios geomorfológicos; el perfil propuesto puede estar basado en tramos ya existentes dentro del mismo río.

2) Ensanchamiento alterno de uno de los márgenes a lo largo de cada tramo, incrementando la sinuosidad en secciones muy rectas.

3) Variación de los desniveles del talud, de muy inclinado a muy suave, promoviendo, así, la diversidad de hábitats.

4) Mantenimiento de algunas islas, siempre y cuando el tramo tenga las dimensiones convenientes para evitar embudos.

5) Creación de secciones con las dimensiones y rugosidad apropiadas para el crecimiento de árboles en las orillas, reduciendo, así, la necesidad de intervenciones futuras.

6) Creación de las dimensiones apropiadas del cauce, considerando el régimen natural de caudales – caudales medios de estiaje y extraordinarios – y no sólo aquéllos que correspondan a inundaciones previsibles.

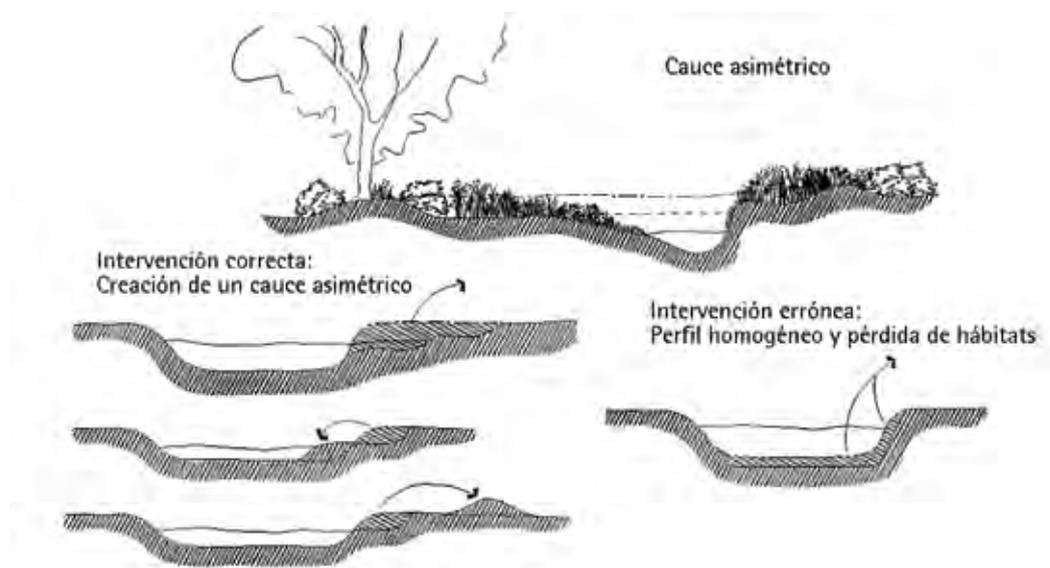


Figura 4.4.4 Reperfilado transversal (autores del capítulo).

Reperfilado longitudinal

El reperfilado longitudinal de un tramo de río debe tener en cuenta las condiciones de equilibrio entre la morfología del canal y las condiciones hidráulicas. El río debe tener un desnivel longitudinal que se

corresponda con diversos parámetros hidráulicos como la potencia de la corriente y el transporte de sedimentos. Se deben considerar los efectos de cualquier variación introducida en el desnivel

longitudinal, especialmente en cauces donde se ha modificado su estabilidad (figura 4.4.5).

La presencia y el patrón de remansos o pozas y rápidos a lo largo del cauce son el resultado de la interacción de la energía de la corriente y el tipo de material del lecho. Éstas son características transitorias que pueden cambiar tras eventos de crecida. Así, en términos hidráulicos, la eliminación de estos elementos no tiene sentido. Por otra parte, en términos ecológicos, estas características dan

lugar a la presencia de grava en el lecho (esenciales para el desove de los peces) y favorecen la diversidad de hábitats, justificando, así, su preservación.

Durante la extracción de sedimentos a pequeña escala, es posible y deseable mantener pozas y rápidos. Donde la retirada es más pronunciada, tales elementos son inevitablemente destruidos. En estos casos, se recomienda su reconstrucción (véase la tabla 4.4.2). El uso de piedras o estacas puede ser útil en esta tarea.

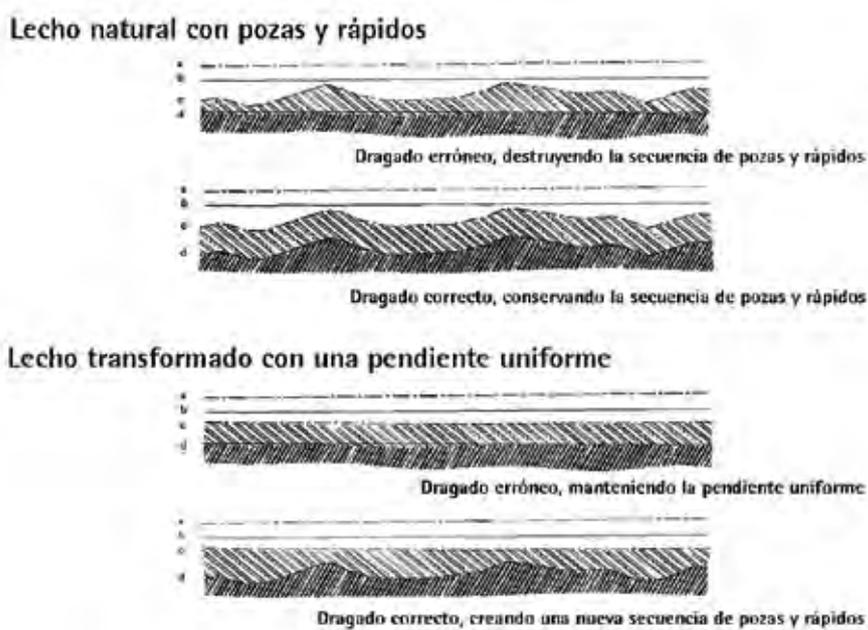


Figura 4.4.5 Reperfilado longitudinal (autores del capítulo).

Tabla 4.4.2 Características de pozas y rápidos.

Características	Poza	Rápido
UBICACIÓN	En la parte exterior de los meandros	Diagonal al eje del curso de agua, hacia la salida del meandro
MATERIAL (Piedras, grava)		Utilización de material preexistente
SEPARACIÓN		Similar a rápidos ya existentes 6 veces la anchura del río
ALTURA/PROFUNDIDAD	Profundidad mínima 30 cm	30 - 50 cm sobre el lecho
DESARROLLO LONGITUDINAL	De 1 a 3 veces la anchura del curso de agua	

Trazado y reperfilado de meandros

La existencia de meandros tiene alto valor paisajístico y contribuye a la diversidad de hábitats que se forman, tanto en su exterior, como en su interior. La conservación de estos elementos es deseable desde un punto de vista ambiental y de conservación. En términos hidráulicos, no es recomendable eliminar meandros, puesto que alteran el equilibrio hidromorfológico del curso de agua, por aumento del desnivel, provocando así una mayor erosión, especialmente durante episodios de crecidas.

En ciertos casos, los meandros y las curvas pueden llegar a ser inestables y puede ser necesario intervenir. Siguiendo los criterios correctos, tales intervenciones pueden conservar o incluso mejorar estas características naturales. Estos criterios se dividen en tres tipos:

1) Retirada de sedimentos del interior del meandro

Es recomendable reducir sedimentos cuando su deposición en el interior del meandro alcance cotas muy superiores a la altura del mismo, ya que el aumento de la capacidad hidráulica favorecerá la conectividad y el establecimiento de hábitats más húmedos. La retirada de sustrato del interior del meandro comprende, principalmente, la retirada de los sedimentos depositados, de modo que el nivel del agua (en condiciones normales) esté apenas por debajo del nivel del terreno (figura 4.4.6).

Ventajas:

- Aumenta la capacidad hidráulica.
- Favorece el establecimiento de hábitats húmedos en el interior del meandro, favoreciendo así el desarrollo de la vegetación típica en estos ecosistemas.

2) Construcción de un canal de derivación (by-pass)

Cuando las necesidades de protección frente a inundaciones incluyan un aumento de la capacidad de desagüe del curso de agua, la creación de un canal de derivación a través del meandro (*by-pass*) –que entra en función únicamente durante las crecidas– permite mantener niveles de corriente apropiados para que los hábitats del río se mantengan. El canal de derivación debe tener el desnivel en el mismo sentido que el río y se deben tomar precauciones para proteger su apertura (con rocas, por ejemplo) contra la erosión durante inundaciones, para evitar que se convierta en un canal con corriente permanente (figura 4.4.7).

Ventajas:

- Aumenta la capacidad de desagüe durante inundaciones.
- Favorece la creación de nuevos hábitats.

Desventajas

- Disminuye la posibilidad de reconversión del área fluvial a otros usos.

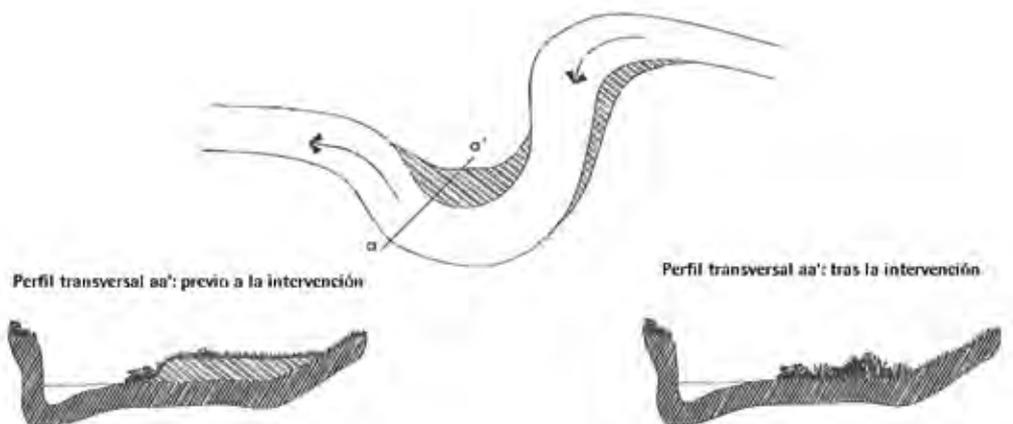


Figura 4.4.6 Repperfilado transversal: retirada de sedimentos del interior de un meandro (autores del capítulo).

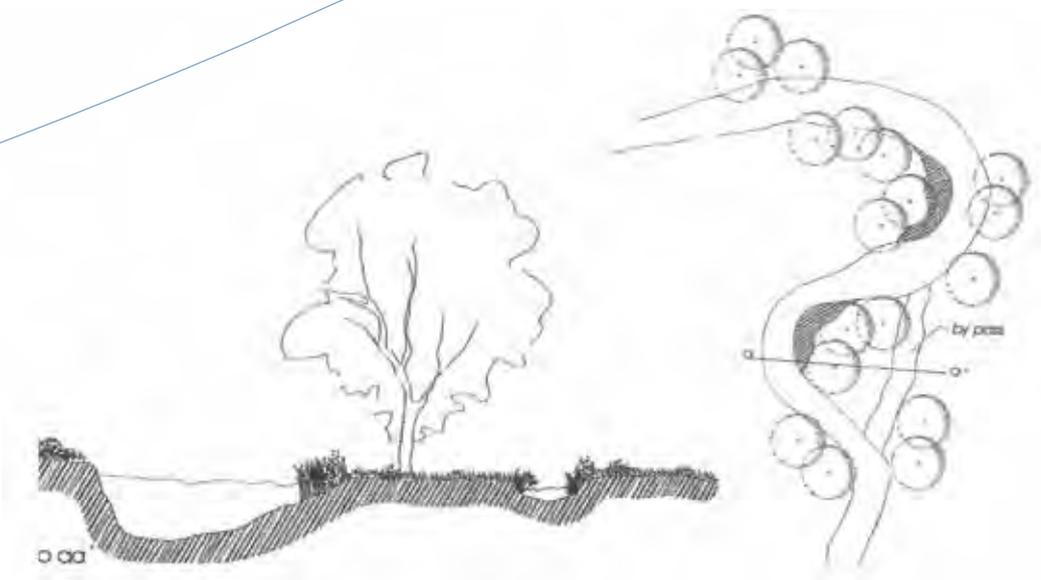


Figura 4.4.7 Reperfilado transversal: construcción de un canal de derivación (autores del capítulo).

3) Recubrimiento del borde exterior del meandro

En los casos en los que, por falta de estabilidad del substrato o por la violencia de las crecidas, el borde exterior del meandro pierda estabilidad, su recubrimiento puede ser considerado. El material utilizado puede consistir en rocas (conocido como rip-rap), gaviones o estacas de madera. El recubrimiento del borde exterior del meandro aumenta la resistencia del talud tras el deterioro causado por las inundaciones.

Ventajas:

- Refuerza el talud, reduciendo la erosión de los márgenes.
- Permite el depósito de sedimentos, favoreciendo el mantenimiento de nichos ecológicos.
- El uso de materiales locales resulta más económico.

Desventajas:

- El uso excesivo de estas técnicas puede provocar la artificialización de los márgenes; esta técnica debe utilizarse junto con recubrimiento vegetal.
- Este proceso puede llegar a ser muy costoso si no se pueden utilizar los materiales locales.

Escollera

El talud es recubierto con un surtido de piedras del tamaño apropiado. La utilización de vegetación mejora su estabilidad.

Gaviones

Los gaviones son jaulas apilables llenas de piedras de 10 a 15 cm y recubiertas con una malla de acero galvanizado hexagonal. Las dimensiones típicas de los gaviones son 2,0 x 1,0 x 0,5 m. Una variante de esta estructura, los colchones Reno, son mallas rectangulares hechas de alambre de acero galvanizado de doble torsión con unas dimensiones de 2,0 x 5,0 m y de 15-30 cm de grosor.

Los gaviones proporcionan resistencia y flexibilidad, son fáciles de colocar y son duraderos. El revestimiento de alambre puede finalmente romperse pero sólo después de que las piedras se hayan consolidado en el suelo.

Utilización de estacas

La parte vertical del talud se protege a través de una línea continua de estacas verticales clavadas en el lecho. El diámetro de las estacas debe oscilar entre 5 y 10 cm.

Se deben utilizar estacas cortas para prevenir el deslizamiento del talud; la parte superior de las mismas debe coincidir con la superficie superior del talud. La cantidad recomendada de estacas es de 2 por metro cuadrado de talud.

El uso de estacas de madera viva, usando especies autóctonas, permite la replantación del margen y la recuperación de nichos ecológicos.

Retirada de sedimentos del lecho o dragado

Es preferible no retirar totalmente los sedimentos del cauce, puesto que la retirada de los sedimentos orgánicos finos disminuye la fertilidad y la capacidad de recolonización. Sin embargo, en ciertos casos, como la ausencia prolongada de trabajos de mantenimiento y la acumulación pronunciada de materiales, puede ser necesaria una retirada puntual. La retirada parcial puede incluir la eliminación de áreas poco profundas y de islas en medio del cauce que obstruyen el canal. Este tipo de intervenciones debe considerar el alto valor ecológico de las islas, ya que proporcionan refugio a plantas y animales, debido a su accesibilidad limitada. Estos elementos no siempre obstruyen la corriente; de hecho, ésta es generalmente mayor alrededor de ellos. Sin embargo, en otros casos, una isla situada en un lugar inadecuado puede dar lugar al derrumbamiento del talud adyacente. La retirada parcial de sedimentos a través del dragado implica, normalmente, la creación de un canal central más profundo. Es preferible que la anchura del canal no sea uniforme, de modo que se creen diversas situaciones hidráulicas y hábitats (rápidos, pozas). Esta técnica es particularmente útil allí donde la poca profundidad ha dado lugar al crecimiento excesivo de la vegetación, ya que un aumento de la profundidad incrementa la velocidad de la corriente y contribuye al control del crecimiento de la vegetación. En el caso de un curso de agua permanente o semi-permanente, suficientemente ancho para una barca y con una corriente lenta, es posible realizar el dragado utilizando una bomba. Esta técnica requiere, en ocasiones, la existencia o construcción de una laguna para el secado de los

Cuadro 4.4.6 Consideraciones previas a la retirada de una isla fluvial

- Comprensión del mecanismo que llevó a su formación.
- Confirmación de que constituye una obstrucción para la corriente.
- Confirmación de la estabilidad de la estructura.
- Evaluación de alternativas.
- Retirada parcial.
- Ensanchamiento del curso de agua en ese punto.
- Aumento localizado de la profundidad en los tramos del curso de agua que fluyen a ambos lados de la isla.
- Disminución del nivel de la isla, aumentando la capacidad de la corriente en caso de inundación.

lodos, ya que no es siempre recomendable depositarlos en las orillas.

Aunque las técnicas usadas para limpiar y desbloquear cursos de agua no puedan ser generalizadas, debido a la naturaleza de cada situación, existen normas comunes que deben ser seguidas: El trabajo de limpieza debe realizarse contracorriente, manteniendo, siempre que sea posible, la estabilidad de las orillas y evitando dañar los árboles y arbustos existentes. En ríos y arroyos estrechos (de hasta 5 o 6 m) el trabajo debe realizarse a lo largo de una de las

Cuadro 4.4.7 Retirada de sustrato – reglas generales

- Consultar a un especialista medioambiental sobre los elementos (especies, estructuras) que se deben conservar.
- Minimizar el volumen a excavar, excepto en el caso de que el sistema esté seriamente degradado (márgenes desprotegidos, dominados por zarzas, cañas, etc.).
- Preservar la vegetación de los márgenes, a menos que esté muy degradada.
- Mantener la variación en el perfil longitudinal y en la sección transversal a lo largo del tramo a intervenir (meandros, pozas, rápidos, etc.).
- Trabajar desde el interior del río, o como alternativa, a lo largo de uno de los márgenes.
- Elegir cuidadosamente las áreas para depositar el material retirado, evitando transitar o descargar en áreas delicadas.
- Mejorar las condiciones medioambientales siempre que sea posible (remansos, replantación de márgenes o taludes, etc.).
- En el caso de que sea necesario, cortar árboles de los márgenes para permitir el acceso de la maquinaria, adoptando técnicas que permitan la regeneración (poda, colocación de estacas, etc.).
- Trabajar contracorriente resulta más fácil y favorece la recolonización animal y vegetal.
- Prevenir los efectos de las intervenciones sobre los tramos situados inmediatamente aguas arriba y aguas abajo.
- Trabajar durante la época del año más apropiada.
- Escoger la maquinaria adecuada, con el objetivo de minimizar los perjuicios sobre la vegetación de los márgenes.
- Elegir las rutas de acceso para la maquinaria pesada que eviten las áreas de mayor valor ecológico.

orillas, manteniendo la otra intacta, a menos que el talud se haya derrumbado o erosionado; en este caso, el margen debe ser reparado. En ríos más anchos, en aquellos tramos sujetos a intervención, el trabajo debe realizarse desde dentro del cauce.

El trabajo debe realizarse utilizando los siguientes medios: (i), motosierras, (ii) excavadoras mecánicas hidráulicas (90 kilovatios y un alcance de aproximadamente 8 m) y, (iii) tractores equipados con pala excavadora y ripper (100 kilovatios) en la secuencia siguiente:

- 1) Las motosierras, avanzando delante de la maquinaria pesada, cortan las ramas que cuelgan sobre el cauce, así como los árboles que crecen en la base del talud, con riesgo de caer o que ya han caído.
- 2) A continuación, las excavadoras hidráulicas retiran los restos vegetales hacia el margen usando la pala excavadora, enterrándolos siempre que sea posible a lo largo de la tierra adyacente o apilándolos para su posterior enterramiento o destrucción. Estas máquinas también retiran sustrato y lo depositan en la orilla o en camiones para su transporte a vertederos apropiados.
- 3) Los tractores equipados con palas excavadoras y rippers extienden el sustrato sobre las orillas y riberas, nivelando si es necesario. Los trabajos de retirada se realizan desde el cauce y los desechos se transportan hacia áreas próximas, donde son retirados por las excavadoras.

En caso de retirada intensa de sustrato, las excavadoras deben trabajar en tándem con los bulldozers, aumentando la eficacia del trabajo, la cual, si se utiliza la maquinaria mencionada anteriormente, puede variar según las condiciones de trabajo, como la anchura del río y el grado de obstrucción; estas situaciones pueden ser de tres tipos:

- 1) Moderada - cierta acumulación de sustrato, ningún signo de erosión o derrumbamiento del talud, algunos árboles con ramas colgando sobre el cauce.
- 2) Media - tramos con acumulación de sustrato, evidencias de erosión o derrumbamiento del talud, árboles con ramas colgando sobre el cauce.
- 3) Severa - acumulación substancial de sustrato, vegetación dentro del cauce, derrumbamiento del talud y erosión evidente.

Cuadro 4.4.8 Consideraciones sobre la gestión del material dragado

- ¿Puede el material contener plantas que puedan ser utilizadas para recolonizar el curso de agua (u otros cursos de agua)?
- ¿Contiene el material restos de plantas invasoras que puedan significar un riesgo medioambiental? (en ese caso el material deberá ser retirado y depositado en vertederos adecuados).
- ¿Tiene el material características adecuadas y existen posibilidades para su reutilización? (p. ej. piedras para la construcción de diques, arena o grava para caminos, tierra con buenas características geotécnicas para la construcción de diques, tierra para el revestimiento de arces).
- ¿Se puede incorporar el material a áreas agrícolas en lugar de extenderlo a lo largo de los márgenes del río?
- ¿Hay alguna ventaja en el transporte del material fuera del emplazamiento? (p. ej. restos de plantas invasoras).
- ¿Se han identificado previamente las áreas para el depósito del material y las zonas que deban ser preservadas?
- ¿Las áreas de depósito del material, necesitan un recubrimiento vegetal o pueden ser sembradas con mezclas herbáceas de bajo mantenimiento?

Tabla 4.4.3 Operaciones de limpieza en cursos de agua (horas de trabajo de máquina / km).

Sección transversal del curso de agua (anchura en metros)	Nivel de obstrucción		
	Moderada	Media	Severa
▪ 3-6	▪ 25-30	▪ 35-40	▪ 35-40
▪ 6-15	▪ 60-75	▪ 90-100	▪ 105-110
▪ 15-30	▪ 120-150	▪ 200-300	▪ 350-550

Introducción: la ingeniería biológica en ámbito fluvial

La actividad humana genera en el medio natural una serie de efectos ambientales, como la aparición de fenómenos de erosión e inestabilidad, la alteración de las características del suelo, la contaminación del agua, la tierra y la atmósfera, la alteración de la cubierta vegetal, el deterioro de la calidad o el carácter del paisaje y la destrucción de hábitats. La conservación de los recursos naturales requiere la adopción de medidas de corrección o restauración que conduzcan, bien a prevenir los impactos negativos, bien a minimizar sus efectos sobre el medio natural. Cualquier programa de restauración debe permitir la reconstrucción del potencial biológico de las superficies afectadas, de forma que sea viable su reutilización para otros usos o su integración en el marco paisajístico del que forma parte. En líneas generales, toda actuación de restauración persigue los siguientes objetivos:

- a) Objetivo técnico: protección y estabilización del suelo frente a los fenómenos erosivos y regeneración de su capacidad productiva.
- b) Objetivo paisajístico: integración de las superficies en el entorno paisajístico circundante.
- c) Objetivo ecológico: regeneración de hábitats.

El establecimiento de una cubierta vegetal permanente es la mejor solución a largo plazo para conseguir dichos objetivos, dado que juega un papel fundamental en el control de los procesos erosivos, en la estabilización del suelo, en la reconstrucción de su productividad, y en la minimización de impactos visuales y su integración en el paisaje. Para el establecimiento de la cubierta vegetal permanente existe un conjunto de técnicas que se conocen como Ingeniería Biológica o Bioingeniería del Suelo.

La ingeniería biológica comprende una serie de técnicas que utilizan material vegetal vivo como elemento de construcción, solo o combinado con materiales inertes, dentro del campo de la restauración ambiental. La ingeniería biológica o bioingeniería se utiliza en la regeneración y restauración del paisaje, especialmente en el ámbito de la consolidación de taludes y para el control de la erosión. De manera más concreta y de acuerdo con la definición del profesor austríaco H. M. Schiechl (1973), considerado el padre de esta disciplina, se entiende por ingeniería biológica, bioingeniería o

ingeniería del paisaje, *la disciplina constructiva que persigue objetivos técnicos, ecológicos, estéticos y económicos, utilizando sobre todo materiales vivos como semillas, plantas, partes de plantas y comunidades vegetales solos o en combinación con materiales inertes como piedra, tierra, madera, hierro o acero como elementos constructivos*. Estos objetivos se consiguen aprovechando los múltiples usos de las plantas y utilizando técnicas constructivas de bajo impacto ambiental.

La ingeniería biológica tiene su origen en la conjunción de técnicas forestales con técnicas de ingeniería tradicional; ha sido desarrollada principalmente en Centro Europa y no se trata de una disciplina que sustituya a la ingeniería clásica, sino que es un elemento necesario y complementario en las obras de ingeniería convencional. En el campo concreto de la ingeniería hidráulica, en los últimos años se aprecia un cambio en la manera de considerar el río, que ya no es visto como una amenaza de la cual el hombre debe protegerse, sino como un patrimonio que se debe conservar y valorar. El proyecto de intervención, por lo tanto, debe afrontar las intervenciones en los cursos de agua con una visión sistémica, que parta de la constatación de que un curso de agua no es un canal donde circula un fluido de la manera más rápidamente posible, sino que se trata de un ecosistema complejo en donde todas los componentes, vivos e inertes, establecen relaciones, de manera que la desaparición de una conexión puede comprometer el funcionamiento de todo el sistema. Las actuaciones de ingeniería biológica en restauración de riberas y cursos de agua comprenden no sólo actuaciones de control de erosión con especies vegetales vivas, sino, también, actuaciones encaminadas a aumentar la diversidad morfológica del trazado o de la sección del cauce, ofreciendo nichos especializados a las comunidades ícticas o bentónicas.

Dado que este libro destaca el uso de la vegetación autóctona en la restauración fluvial, qué mejor manera de reafirmarlo que mostrando algunos ejemplos de sus capacidades y posibilidades. Las técnicas que se incluyen a continuación sirven a modo de ejemplo de esta potencialidad; aunque existen muchas actualmente, hemos querido mostrar algunas de las más significativas y empleadas en la actualidad.

Fajinas vivas

Descripción: manojos cilíndricos de ramas vivas que se fijan horizontalmente a lo largo de la orilla del río.

Utilización: técnica empleada para la estabilización del pie del talud y la revegetación de las orillas de ríos y lagos mediante la utilización de fajinas de material vivo con capacidad de reproducción vegetativa.

Construcción: se obtienen ramas de especies leñosas de fácil enraizamiento, con un diámetro mínimo de 3 cm, y se ensamblan formando un manojo cilíndrico de 30 a 50 cm de diámetro y con una longitud de 3 a 4 m. Las especies más frecuentemente utilizadas son *Salix purpurea*, *Salix elaeagnos* y *Tamarix* spp. Se crea una zanja poco profunda y se coloca, de manera que, 1/2 ó 1/3 de la misma, se encuentre a la altura del nivel medio del río.

Materiales:

- Ramas de las especies mencionadas anteriormente con un diámetro mínimo de 3 cm y una longitud mínima de 2 m.



Figura 4.5.1.1 Vista lateral de una fajina viva (Paola Sangalli)



Figura 4.5.1.2 Vista frontal de una fajina viva (Paola Sangalli)

- Alambre galvanizado de calibre 2,00 o 3,00 mm a intervalos de 50 cm.
- Piedra para la base
- Piquetas de madera o de acero corrugado de un largo mínimo de 60 cm y de 8 a 14 mm de diámetro.

Limitaciones: la instalación de fajinas en las riberas produce un estrechamiento del cauce, por lo que se debe tener en cuenta el espacio necesario para regular el flujo de las aguas.



Figura 4.5.1.3 Construcción de una fajina con ramas de sauce (foto: João Paulo Fernandes)



Figura 4.5.1.4 Una fajina como estructura de retención de material fino en un entramado de madera (foto: Joaquim Bosch)



Figura 4.5.1.5 Longitud de una fajina (foto: Joaquim Bosch)

Estaquillado

Descripción: colocación en el terreno o en los huecos intersticiales de escolleras de estacas de especies de fácil propagación vegetativa, como sauces, aligustres, tarajes o adelfas.

Utilización: técnica empleada en taludes con pendiente limitada, márgenes de ríos y lagos, huecos de escolleras, muros, gaviones o como piquetes vivos en la colocación de mantas y redes orgánicas, fajinas o trenzado de mimbre.

Ejecución: obtención de estacas de 1,0 a 1,5 m de largo, e inserción en el terreno a tres bolillo. En la escollera, la estaca se coloca en el hueco intersticial y debe llegar al trasdós del terreno.

Materiales: estacas de sauce u otras especies con capacidad de propagación vegetativa de longitud de 1,0 a 1,5 m de largo.



Figura 4.5.2.1 Estaquillado directo en la orilla de un río (Paola Sangalli).



Figura 4.5.2.2 Escollera con estacas vivas (Paola Sangalli).

Limitaciones: altitud y condiciones climáticas y edáficas de las especies empleadas. Las distintas especies de sauce cubren una gama amplia de ambientes, desde el nivel del mar hasta los 2000 m, sin embargo no se adaptan a las condiciones de extrema aridez de los climas mediterráneos o, bien, a la excesiva salinidad del substrato o a la excesiva sombra. En cambio, el aligustre, el taray o la adelfa, sí que se adaptan a dichas condiciones pero no se pueden utilizar en altitudes superiores a los 400 m.



Figura 4.5.2.3 Estacas de adelfa brotadas en el río Tuéjar (Valencia, España) (foto: Daniel Arizpe).



Figura 4.5.2.4 Escollera vegetada (foto: Paola Sangalli).



Figura 4.5.2.5 Talud reforzado mediante estacas vivas (foto: Paolo Barraqueta).

Trenzado de mimbre

Descripción: estructura formada por el entrelazado de varas de especies leñosas con capacidad de propagación vegetativa entorno a piquetas de madera.

Utilización: estabilización y reconstrucción de riberas fluviales sometidas a erosión, en cursos de agua con caudales y velocidades medios-bajos y transporte de sólidos reducido.

Ejecución: las piquetas de madera se colocan en paralelo a la orilla, de manera que entre ellas haya una distancia máxima de 1 m y sobresalgan del terreno 50 cm. Se entrelazan las varas largas y elásticas entorno a las piquetas de manera que el extremo inicial de la vara se encuentre inmerso en el terreno. Se rellena el trasdós con tierra vegetal para evitar huecos.



Figura 4.5.3.1 Trenzado de mimbre: vista lateral (Paola Sangalli).

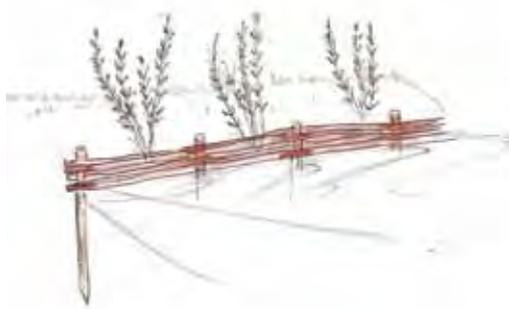


Figura 4.5.3.2 Trenzado de mimbre: vista frontal (Paola Sangalli).

Materiales: varas elásticas de sauce y otras especies con capacidad de propagación vegetativa con un mínimo de 1,5 m de longitud y 3 a 4 cm de diámetro. Piquetas de madera de conífera o de castaño de 8 a 15 cm de diámetro y de 1,0 a 1,5 m de longitud. Alambre galvanizado.

Limitaciones: no debe utilizarse en cursos de agua de elevada velocidad y caudal.



Figura 4.5.3.3 Trenzado de ramas de sauce alrededor de estacas vivas. Río Tuéjar (Valencia, España) (foto: Ana Mendes).



Figura 4.5.3.4 Vista frontal de un trenzado reforzado con estacas vivas. Río Tuéjar (Valencia, España) (foto: Antoni Bonafont).



Figura 4.5.3.5 Trenzado de ribera brotado. Río Tuéjar (Valencia, España) (foto: Joaquin García Purroy).

Estera de ramaje

Descripción: recubrimiento de la superficie del margen del río con estacas y varas de especies vegetales de fácil propagación vegetativa.

Utilización: técnica empleada como protección eficaz de la superficie del talud frente a la erosión provocada por la corriente de agua, por las olas y por la lluvia. Constituye una protección continua y elástica de la orilla y mejora el balance hídrico y térmico, favoreciendo el desarrollo de la vegetación tanto a nivel del suelo como la formación de un estrato arbustivo.

Ejecución: se realiza un recubrimiento del margen del río, previamente remodelado, de varas vivas de especies vegetales con capacidad de ser propagadas vegetativamente (*Salix*, *Tamarix*,...). Las varas se colocan perpendicularmente a la dirección de la corriente de agua y se fijan al terreno mediante alambre tensado entre pilotes metálicos o piquetas vivas o muertas. El ramaje se cubre con un estrato fino de tierra vegetal.

Materiales: varas de sauce u otras especies con capacidad para la propagación vegetativa, piquetas de alerce, castaño o acero corrugado, bloques de piedra, grava, alambre galvanizado.

Limitaciones: cursos de agua con velocidades de flujo elevadas y transporte de sólidos importantes.



Figura 4.5.4.3 Construcción de una estera de ramaje con estacas de sauce y colocación de un biorrollo vegetado en la base. Río Ter en Salt, Girona) (foto: Joaquim Bosch).

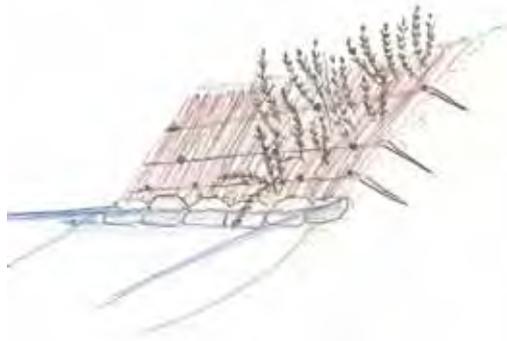


Figura 4.5.4.1 Esquema de una estera de ramaje en un talud fluvial (Paola Sangalli).



Figura 4.5.4.4 Estera de ramaje en un torrente alpino (foto: Florin Florineth).

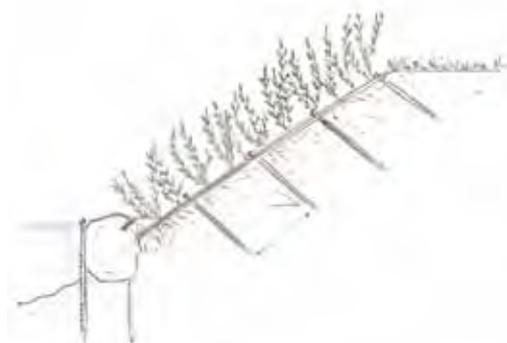


Figura 4.5.4.2 Vista lateral de una estera de ramaje en un talud fluvial (Paola Sangalli).



Figura 4.5.4.5 Estera de ramaje en un tramo urbano. Río Artia en Irún, Guipúzcoa) (foto: Paola Sangalli).

Entramado de madera vegetado

Descripción: muro de gravedad formado por una estructura celular de troncos de madera junto con estacas vivas.

Utilización: estabilización y reconstrucción de riberas fluviales sometidas a erosión, en cursos de agua con caudales y velocidades medias a altas e incluso con transporte sólido de tipo medio. Existen dos variantes, a pared simple y a doble pared. La pared simple es idónea en situaciones de espacio y posibilidades de excavación limitadas.



Figura 4.5.5.1 Vista lateral de un entramado de madera vegetado (Paola Sangalli)

Ejecución: se realiza una excavación con ligera contrapendiente. Se procede a la colocación de una primera fila de troncos en sentido longitudinal y paralelo a la ribera. Los troncos se encastran y unen con grapas metálicas. Se colocan troncos transversales a la primera fila y se unen a éstos mediante clavos metálicos. A continuación se vuelve a colocar una fila de troncos longitudinalmente de manera que se formen celdas donde insertar las estacas de especies con capacidad para emitir raíces adventicias. Se prosigue de esta manera colocando el frente de cada piso en posición retranqueada con respecto al nivel inmediato inferior.



Figura 4.5.5.2 Unión de dos troncos con grapas de hierro corrugado (foto: Antoni Bonafont).



Figura 4.5.5.3 Colocación de estacas de sauce en las celdas del entramado de madera y cubiertas con tierra vegetal (foto: Antoni Bonafont).

Materiales: estacas de sauce u otras especies con capacidad para la propagación vegetativa, troncos con un diámetro mínimo de 20 cm, clavos o grapas metálicas para la unión de los troncos, barras de acero corrugado de 12 a 14 mm de diámetro, bloques de piedra, material de relleno inerte y alambre galvanizado.

Limitaciones: velocidad del agua y transporte sólido superiores a la resistencia del muro de troncos. Límite cuando la velocidad es superior a 4 m/s.



Figura 4.5.5.4 Construcción de un entramado de madera en tramo urbano. Río Artía (Guipúzcoa) (foto: Paola Sangalli).



Figura 4.5.5.5 Vista del río Artía rehabilitado a su paso por Irún (Guipúzcoa, España) (foto: Paola Sangalli).

Control mecánico

Herramientas manuales

1) Herramientas de corte

Para cortar árboles y arbustos se utilizan motosierras y cortasetos, normalmente para las ramas que cuelgan sobre el cauce; ocasionalmente, se utilizan también sierras y tijeras de podar. Para la vegetación herbácea (incluyendo la acuática) se usan desbrozadoras y con menor frecuencia hoces o guadañas.

a) Motosierra

- Es una máquina equipada con un motor de 2 tiempos. Se utiliza en operaciones de poda y tala de árboles y arbustos, con un diámetro grande.

b) Cortasetos

- Su función principal es el corte de ramas indeseadas. Esta formado por dos hojas unidas, de 40-80 cm de longitud y accionadas por un motor eléctrico; pueden cortar ramas de hasta 17mm de grosor.

c) Desbrozadora

- Se emplea para cortar vegetación herbácea (incluyendo la acuática), pudiendo ser utilizada en cualquier ángulo. Se compone de un cabezal cortador accionado por un motor eléctrico o de gasolina que acciona una sierra circular o provoca la rotación de hilos de nylon.

2) Herramientas para la extracción de raíces

Para situaciones en las que hay que arrancar de raíz árboles, arbustos y vegetación herbácea, por estar invadiendo el margen o perjudicando la preparación del suelo, se pueden usar azadas y picos.

3) Herramientas para amontonar el material retirado

El material acumulado tras la limpieza puede apilarse utilizando rastrillos y horquillas (este material puede reutilizarse o ser destruido).

Maquinaria

1) Control de la vegetación acuática

a) Cuba de limpieza

- La cuba de limpieza puede utilizarse para quitar vegetación y sedimentos.



Figura 4.6.1 Retroexcavadora hidráulica operando una cuba de limpieza desde el margen de un canal (foto: Ilídio Moreira).

- La máquina que acciona la cuba de limpieza es normalmente una retroexcavadora, pero puede ser también una excavadora hidráulica giratoria con ruedas o cadenas dependiendo de la adherencia del suelo donde se efectúen las operaciones.

- Una retroexcavadora puede trabajar desde el margen. La cuba se acciona a través de un brazo hidráulico articulado; su alcance depende del tamaño del brazo.

b) Cuba segadora (*mowing bucket*)

- Una cuba segadora realiza el corte y la retirada de la vegetación de los márgenes.
- La máquina consiste en una cuba abierta con barras verticales usadas para la recolección del material; éste es cortado por una hoja de corte hidráulica montada en la parte frontal de la cuba.



Figura 4.6.2 Detalle de una cuba segadora (foto: Ilídio Moreira).

- Se puede utilizar alrededor de árboles y otras obstrucciones presentes en el margen.
- Puede ser utilizada conjuntamente con otros equipos mecánicos para retirar sedimentos del cauce.
- Su velocidad de trabajo se estima en 0,2-0,5 km/h.

c) Cosechadora

- Las cosechadoras cortan y recogen el material vegetal desde dentro del agua (figura 4.6.3).



Figura 4.6.3 Máquina cosechadora en Alverca da Golegã (foto: Ilídio Moreira).

- Se componen de una hoja horizontal y dos verticales que rodean la pieza central de la máquina, donde se recoge el material a través de una cinta transportadora.
- Estas máquinas se han adaptado para su uso en pequeños cursos de agua, ya que son relativamente móviles.

- Una desventaja de su uso es que estas máquinas pueden también atrapar peces, reptiles, aves y otros animales.

2) Control de la vegetación herbácea

Los tipos de segadora recomendados son las motosegadoras, las segadoras de cuchillas con una dos hojas de corte, las segadoras rotativas y las trituradoras de martillos articulados. De hecho, estas últimas son las menos sensibles a embozarse al trabajar con material mojado.

a) Segadora de cuchillas

- Compuesta por una barra de corte que comprende un elemento móvil, la hoja y un elemento fijo a modo de dientes, llamados protectores o guardas.
- La distancia entre guardas puede cambiarse, dependiendo del tipo de vegetación:
 - a) para tallos gruesos o rígidos: 5" o 40 mm;
 - b) para tallos de tamaño mediano 2" o 51 mm;
 - c) para tallos finos: 1 1/2" o 38 mm.

- Algunas de estas máquinas tienen dos hojas de corte móviles. Son más caras, pero su rendimiento es superior y son menos sensibles a los obstáculos.

b) Segadora rotativa

- Este equipo de corte funciona mediante la rotación de cuchillas.
- Las barras de corte horizontal cortan y trituran la hierba, dejándola en una fila.



Figura 4.6.4 Limpieza de un margen usando una cabezal triturador (foto: Ilídio Moreira).

- Las barras de corte vertical cortan tallos debido a la rotación a altas velocidades. Se presentan en forma de discos o de tambores. La diferencia está en la precisión del corte; las segadoras de disco no cortan a ras de tierra, lo que puede ser un inconveniente en áreas llanas bajas, pero una ventaja en terrenos más irregulares o pedregosos.

Ventajas:

- 1) Mejor rendimiento.
- 2) Menor tendencia a embozarse, necesitando por tanto menor mantenimiento.
- 3) Permite una velocidad de trabajo de 10-15 km/h, sin embozarse.

Desventajas:

- 1) Requiere más energía comparada con otros métodos.
- 2) Son más caras.
- 3) Dificultad de uso en terrenos pedregosos, ya que las láminas se desgastan rápidamente y las piedras salen disparadas; deben usarse utilizando una protección que se monta sobre la máquina.

c) Trituradora de martillos articulados

- Este tipo de trituradora está compuesta por una serie de martillos articulados que giran en torno a un eje horizontal, montado en la parte delantera de la máquina (figura 4.6.4).

- Los martillos están curvados en la dirección de la rotación y tienen una superficie afilada. El rotor está protegido por una cubierta frontal semi-cilíndrica con una barra de refuerzo en la parte inferior.

d) Trabajo con tractor desde los márgenes

- Para garantizar la eficacia del tractor y evitar daños a la segadora, se debe guardar una distancia mínima de 50 cm entre la rodada del tractor y el borde del talud. Para realizar un corte más preciso, debe haber un ángulo mínimo de 55° con respecto a la línea del terreno (ver figura 4.6.5).

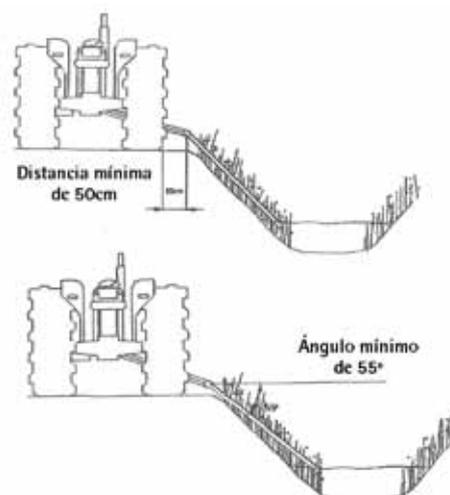


Figura 4.6.5 Tractores operando desde el margen (autores del capítulo).

Control químico

a) Pulverizadores de chorro proyectado

- Formación y proyección de la mezcla bajo presión a través de inyectores de pulverización mediante una bomba.

Consumo de mezcla - alta:

Plantas herbáceas: > 700 litros

Árboles y arbustos: > 1000 litros



Figura 4.6.6 Ejemplo de aplicación de herbicidas mediante un pulverizador de chorro (foto: Ilídio Moreira).

b) Pulverizadores de chorro transportado o turbinas

- Transporte de gotas mediante un flujo de aire procedente de una turbina o ventilador.

Consumo de mezcla - media:

Plantas herbáceas: 200 - 700 litros

Árboles y arbustos: 500 - 1000 litros

Ventajas:

- 1) Utilización de menos mezcla por unidad de superficie, lo que permite cubrir un área mayor, y penetración de pequeñas gotas a través de la corriente de aire.

c) Pulverizadores neumáticos o atomizadores

- Corriente continua de mezcla a través de la boca del pulverizador. Funciona mediante una bomba.
- Mezcla transportada bajo presión hasta el inyector, donde se mezcla con un chorro de aire procedente de una bomba de aire, formando gotitas extremadamente finas.

Consumo de mezcla - baja:

Plantas herbáceas: 50 - 200 litros

Árboles y arbustos: 200 - 500 litros

d) Pulverizadores centrífugos

- Las gotas se forman mediante fuerza centrífuga. La mezcla se distribuye hacia el borde del disco mediante hendiduras.
- El tamaño de las gotas producidas es inversamente proporcional a la velocidad de rotación del disco.

Consumo de mezcla - muy bajo:

Plantas herbáceas: 5 - 50 litros

Ventajas:

- 1) Se forman gotas muy finas y la cantidad de mezcla usada es muy baja.
- 2) El tamaño de las gotas obtenidas es homogéneo.
- 3) Facilita el uso de herbicidas en áreas con poca agua.

Desventajas:

- 1) Riesgo alto de deriva.
- 2) Mayor dificultad de penetración en cañares densos.

e) Aplicación de formulaciones granuladas

- Las formulaciones basadas en gránulos tienen la ventaja de eliminar la deriva accidental que tiende a ocurrir con los pulverizadores.
- Se pueden encontrar en el mercado varios tipos de equipos, tanto manuales como mecanizados, transportados a la espalda, mediante pequeños carritos o enganchados a tractores.



Figura 4.6.7 Aplicación de herbicidas desde el cauce (foto: Ilídio Moreira).



Figura 4.6.8 Aplicación mecanizada de herbicidas (foto: Ilídio Moreira).

Introducción

Dada la importancia que tiene la vegetación de ribera para un funcionamiento ecológicamente equilibrado de los corredores fluviales, tal como ha sido ya repetidamente mencionado en este libro, este capítulo se centra en proporcionar ideas para su recuperación mediante la consideración de medidas que faciliten su establecimiento, ya sea de forma espontánea o inducida, con fines medioambientales y paisajísticos.

La importancia de conservar la franja ripícola proviene del reconocimiento de los múltiples servicios medioambientales que proporcionan los corredores fluviales que mantienen la vegetación natural en buen estado. Sin embargo, los bosques de ribera se encuentran, a menudo, alterados o, bien, han sido sustituidos completamente por otros tipos de ocupación del suelo, principalmente el uso agrícola. Este hecho hace necesario emprender medidas que conduzcan a la recuperación de la vegetación de ribera.

En un proyecto de revegetación se deben considerar diferentes factores como las características naturales

del sitio —el tipo de sedimento, las condiciones hídricas e hidráulicas del curso de agua o el clima—, los tipos de uso y cobertura de los terrenos adyacentes y la anchura que deberá tener la franja ripícola, también llamada franja de protección o de amortiguación. Este último factor, a su vez, deberá ser ajustado al grado de sensibilidad ambiental del curso de agua en cuestión y al nivel de presión antrópica procedente de los usos y ocupación del terreno circundante. También es determinante tener en cuenta la estructura de tenencia de la tierra, así como incentivar la participación de los propietarios de los terrenos adyacentes en las iniciativas de recuperación y conservación.

De forma ideal, la franja ripícola debe estar compuesta por tres bandas diferenciadas, considerando para su diseño, principalmente, su eficacia para controlar la contaminación difusa, para aumentar la infiltración, es decir, reducir las escorrentías, y para interceptar nutrientes y sedimentos. El modelo de las tres bandas incluye una banda cubierta por vegetación arbustiva, otra por vegetación arbórea y la última, y más alejada del cauce por pastizal o vegetación herbácea.

Selección de especies

La selección de las especies que se deben utilizar en la recuperación de las comunidades vegetales de ribera es uno de los aspectos más importantes que se han de considerar con el fin de garantizar la supervivencia de las plantas introducidas y, al mismo tiempo, minimizar impactos negativos en el medio. Se debe tomar en cuenta lo siguiente:

- Las características ecológicas del tramo en el cual se interviene (área geográfica, clima, suelo, pH, salinidad, etc.) y la distribución natural de la especie.
- Las condiciones geomorfológicas y la posición del tramo en el perfil longitudinal del curso de agua.

Por ejemplo, en las zonas de cabecera sujetas a caudales con mayor energía y fenómenos erosivos más acusados, las especies utilizadas deben poseer sistemas radicales bien desarrollados y una parte aérea más flexible.

- El régimen de caudales, incluyendo la frecuencia y duración de los períodos de inundación: especies con una alta demanda de agua durante todo el año, como el aliso común, deberán ser plantadas solamente en ríos con flujo permanente, mientras que especies adaptadas a condiciones más secas, como el fresno de hoja estrecha, se pueden utilizar en ríos temporales.

- El perfil transversal del curso de agua; la utilización de plantas que se propagan por rizoma puede ser adecuada en cursos de agua anchos y profundos, sin embargo no lo sería en ríos estrechos y poco profundos, ya que en estas situaciones puede ocurrir la proliferación indeseable a lo ancho del lecho.

En la selección de especies se debe considerar que la vegetación, en ocasiones, se estructura en forma de bandas, ocupando diferentes grupos de especies distintas posiciones en el talud y terrazas próximas al río. Es aconsejable que se observe la situación de la vegetación natural en tramos bien conservados, identificando las especies de cada una de las bandas en función de sus proximidad al agua. Existen varios modelos sobre la disposición de estas bandas de vegetación (Lara *et al.*, 1996; King *et al.*, 2000; Lynch y Catterall, 1999), y alguna controversia en relación con la terminología que se debe usar (Fischer *et al.*, 2001). De manera simplificada, el área de ribera se divide en tres zonas, desde la más alejada a la más próxima al cauce:

- Zona más alta del talud o barra seca. En la zona más alta del talud se encuentra la zona denominada por algunos autores como "barra seca". Es la zona inundada por avenidas con períodos de retorno entre 2 años, en la parte más baja, y 20 años, en la más alta. En esta zona se aprecia una área de transición hacia la vegetación zonal, una zona donde viven grandes árboles y arbustos con un sistema radical profundo, y un estrato herbáceo que retiene el suelo.
- Zona media o de barras húmedas. Se trata de una zona que se mantiene habitualmente húmeda por efecto de los caudales altos o medios habituales en el río. Aquí se localiza una mezcla densa de árboles, arbustos y vegetación herbácea, que reduce la velocidad del agua cuando se produce flujo sobre ella.
- Zona baja o acuática. Esta zona está en contacto constante con el agua e inundada, en ocasiones, cuando el caudal sube. La vegetación está adaptada a soportar la corriente, mantiene sistemas radicales fuertes, en muchos casos rizomatosos, con ramas y tallos flexibles y huecos para la circulación del

oxígeno. Las plantas que colonizan esta zona deben tolerar inundaciones periódicas. (Telfer y Connell, 1998)

Esa zonificación no tiene por qué ser fija, y puede simplificarse o alterarse tomando como modelo la estructura de la vegetación de tramos similares que se encuentran en buen estado.

Debe evitarse, siempre que sea posible, la introducción de especies no nativas. El uso de especies nativas es preferible por las siguientes razones:

- Están bien adaptadas a las características del medio, principalmente las condiciones edafoclimáticas y de régimen de caudales del río en cuestión.
- Presentan, generalmente, menos problemas fitosanitarios, como enfermedades fúngicas y ataques de insectos.
- Una vez establecidas, no necesitan riego ni trabajos de mantenimiento.
- La fauna nativa puede estar asociada a ellas.
- Forman parte del patrimonio genético autóctono.
- Por lo general, no presentan riesgos de volverse invasoras, con la problemática que esto acarrea, como sucede con algunas exóticas.
- Se integran mejor en el paisaje fluvial de la zona.

Para la elección de las especies, la forma más segura y adecuada de proceder es mediante la realización de inventarios de las comunidades vegetales autóctonas en tramos fluviales bien conservados, próximos a la zona que se va a recuperar y con condiciones ecológicas semejantes.

Una de las principales limitaciones en el uso de la vegetación nativa es la obtención de plantas, ya que éstas no se encuentran, por lo general, disponibles en los viveros. En todo proyecto que incluya plantaciones es muy importante, por lo tanto, establecer previamente los procedimientos de producción de planta de especies nativas y de ecotipos locales en la lista de las tareas que se van a llevar a cabo. Con el fin

de disponer de las plantas necesarias en el momento adecuado, la producción deberá empezar uno o dos años antes de la fecha de plantación, dependiendo de la especie o calidad de planta requerida. El material de reproducción puede obtenerse mediante

la recolección de estaquillas, semillas o propágulos de poblaciones adecuadas a lo largo de tramos en buen estado de conservación; se debe evitar el uso de materiales de otras regiones biogeográficas.

Criterios para el diseño de la plantación

Sea cual sea la selección de especies, la estructura final de la vegetación que se desee conseguir y el método que se va a emplear, el diseño de la plantación debe tener en cuenta los siguientes elementos:

- 1) La plantación debe ser lo más diversa posible, tanto en la estructura horizontal como en la vertical, pero siempre usando táxones presentes de forma natural en la zona.
- 2) La vegetación debe estar funcionalmente conectada con el cauce, de forma que exista una relación sistémica entre río y ribera. No se trata únicamente de plantar árboles a la orilla del río, sino que se busca que exista una mutua influencia entre los hábitats terrestres y acuáticos, de forma que la vegetación ripícola proporcione sombra y protección a las especies acuáticas, al tiempo que el río proporciona agua a las especies de ribera.
- 3) La franja de ribera restaurada debe ser suficientemente ancha como para permitir la protección arriba indicada. Como criterio general se suele señalar que la anchura de la franja ribereña debe ser, al menos, igual que la del río y, si es posible, entre dos y cinco veces ésta; en todo caso, nunca inferior a 5 ó 6 m (González del Tánago y García de Jalón, 1998).
- 4) Se debe restaurar ambas orillas, en la medida de lo posible, ya que la protección que ofrece la vegetación de ribera sobre el cauce se vería muy disminuida si sólo se protegiera un lado.
- 5) La restauración de la ribera debe afectar a grandes tramos longitudinales del río, pues una restauración muy localizada en un pequeño tramo apenas tendría efectos hidrológicos o ecológicos. Además, de esta forma se favorece el efecto

corredor, propio de las riberas, gracias al cual se producen desplazamientos de la fauna.

Al proyectar la recuperación de la vegetación, no se debe pasar por alto la importancia de la continuidad de la galería ripícola, sea a lo largo de ambas orillas o alternando tramos en una o en la otra; de esta forma, se puede mantener su carácter de corredor ecológico para la fauna. Para conseguir un bosque en galería bien estructurado y diverso, el diseño de la plantación deberá seguir un esquema de módulos compuestos por plantas arbóreas, arbustivas y herbáceas, y cuya situación a lo largo de la franja ripícola deberá también ser previamente definida. A este respecto, es importante tener en cuenta lo siguiente:

- Exigencia hídrica de las especies, localizando junto al lecho las especies más exigentes (p. ej. sauces y alisos) y un poco más alejadas las menos exigentes (p. ej. fresnos y olmos).
- Estabilidad del cauce y tipo de substrato, plantando las especies que resisten a corrientes de mayor fuerza y que prefieren suelos más arenosos en el margen externo de los meandros.
- Exposición del tramo a recuperar, teniendo en cuenta la sombra que proyectarán las especies de mayor porte (arbóreas y arbustivas) sobre la masa de agua (especialmente en cursos de agua estrechos) y sus riberas. Es recomendable alternar sitios de sombra y sitios soleados dentro del cauce.
- Tipo de comunidad vegetal, plantando un mayor número de individuos de la(s) especie(s) más característica(s) de la comunidad vegetal que se va a recuperar (p. ej. en una fresneda se deberá optar, lógicamente, por plantar principalmente fresnos).

Estrategias de revegetación

Revegetación natural

El método de revegetación natural debería ser siempre el primero en considerarse, ya que ofrece algunas ventajas. En este caso, el área en cuestión debe ser protegida del ganado y la regeneración que se establezca requiere protección de la fauna salvaje. También debe controlarse la proliferación de la hierba, especialmente las especies exóticas o favorecidas por la acción humana y que pueden considerarse invasoras.

Las ventajas que presenta este método son de varios tipos; desde un punto de vista económico, esta estrategia es de bajo coste, y sólo implica la protección de la zona y el control de la hierba; desde un punto de vista de la calidad ecológica, se consigue una comunidad diversa en composición y estructura, con especies que, normalmente, están mejor adaptadas a sobrevivir en esa zona.

El problema de este tipo de revegetación es que se necesita un número suficiente de propágulos, que deben provenir de zonas próximas, habitualmente de

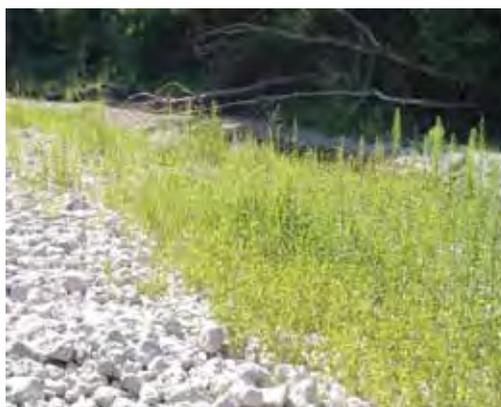


Figura 4.7.1 Regeneración natural de *Populus nigra* en una gravera de un curso de agua intermitente (foto: Olga Mayoral y Miguel Ángel Gómez).

tramos aguas arriba, o de semillas que se encuentren en el suelo. Para esto, es necesario que se conserven buenos tramos con suficientes plantas nativas en los tramos próximos y que los factores externos que pueden influir en el éxito de la regeneración de la cubierta vegetal actúen favorablemente, entre ellos, el régimen de temperatura adecuado y un suministro de agua en el tiempo y cantidades correctas.

Tratamientos y plantación

En ocasiones puede ser más conveniente intervenir en el proceso de revegetación, esto puede ocurrir cuando se utilizan especies que no germinan fácilmente de semilla, cuando se tiene un espacio reducido para realizar la restauración, donde difícilmente pueden darse procesos naturales con suficiente éxito, o bien si no llegan suficientes propágulos al sitio que se ha de restaurar. Si se decide que es más ventajoso intervenir para favorecer el desarrollo de la vegetación de ribera, deben seguirse las siguientes etapas en el transcurso de las intervenciones para la restauración:

1) Preparación del terreno previa a la plantación, con el fin de facilitar la germinación de las semillas o el enraizamiento de las plántulas que se van a establecer. Esta preparación del terreno debe hacerse de forma tal que se imiten los efectos

de las avenidas, que son, como se ha señalado anteriormente, el principal factor que favorece la regeneración de la vegetación de ribera. Por lo tanto, la preparación del terreno debe cumplir con los siguientes objetivos:

- a) **Limpieza de las riberas**, con la consecuente eliminación de los residuos ajenos al medio ripícola.
- b) **Eliminación selectiva de pies** de especies arbóreas en aquellos casos en los que se haya producido una proliferación excesiva de éstos como consecuencia de las actuaciones humanas. Esta eliminación permitiría la apertura de claros en el estrato superior de la masa con el consecuente aumento de la insolación, lo

que favorecería el crecimiento en las primeras edades de especies colonizadoras como son los chopos, los sauces y los olmos. Estas claras deben ser realizadas inmediatamente antes de la implantación de la vegetación, pues si se hace con gran antelación lo único que se conseguirá será favorecer el desarrollo de un estrato herbáceo que dificultará enormemente la implantación posterior de la vegetación leñosa.

c) **Roza selectiva de especies arbustivas**, tales como zarzales, que impidan la regeneración de las especies que se desean implantar, y eliminación de la broza, hojarasca y especies encespedantes que puedan impedir el establecimiento de los brinzales o chirpiales. Esta eliminación puede ser puntual, en aquellos puntos concretos en los que se vayan a implantar las especies, o por áreas, mediante una roza hasta suelo mineral. Este segundo método tiene la ventaja de que, combinándolo con un riego del terreno e, incluso, con la aportación artificial de materiales finos, lo que puede realizarse utilizando técnicas de hidrosiembra, se logra imitar perfectamente los mecanismos naturales de regeneración de las especies ripícolas, aunque a costa de encarecer la actuación.

2) **Implantación de la vegetación**, que se podrá realizar usando distintas técnicas:

a) **Siembra**. Es la técnica más adecuada para la implantación de especies herbáceas, y se puede aplicar tanto en siembras manuales a voleo, como mediante hidrosiembra. Estas segundas tienen la ventaja de que, debido al aporte de agua y fertilizantes junto con la semilla, la germinación es más rápida y el enraizamiento mayor.

Las especies leñosas también pueden sembrarse directamente, si bien en la práctica no se suele aplicar debido a que esta técnica resulta mucho más dependiente que otras de las condiciones meteorológicas y, por lo tanto, con un mayor riesgo de fracaso. Además, las diferencias en la fecha de fructificación de las distintas especies de ribera, unido a la breve supervivencia de las

semillas en el caso de las salicáceas, obligaría a realizar varias campañas de siembra para implantar una cubierta vegetal variada, lo que resulta poco viable debido a que, entre campaña y campaña, se produciría un desarrollo del estrato herbáceo que dificultaría enormemente la germinación y enraizamiento de las especies leñosas y encarecería los costes.

La siembra de las especies anuales y de las de rápido crecimiento deberá realizarse una vez concluido el resto de plantaciones para evitar el pisoteo y permitir un mejor acabado de la obra. Si el suelo está muy compactado, deberá labrarse ligeramente. La siembra se podrá hacer manualmente o con máquina. La densidad de siembra dependerá de las especies utilizadas pero comúnmente se recomienda un mínimo de 30 g/m². Después de ser esparcidas, las semillas pueden ser enterradas mediante un laboreo superficial seguido por un rodillo o usando mantas, paja u otro tipo de cobertura que evite que las semillas sean comidas por pájaros, insecto u otros animales. El riego deberá llevarse a cabo una vez que las semillas estén cubiertas.

En taludes con pendientes elevadas o en sitios con suelos muy secos, se recomienda utilizar la hidrosiembra. Esta técnica proyecta las semillas junto a una mezcla de agua, fertilizante, "mulch" y un aglomerante, directamente sobre la superficie del suelo, la cual ha sido previamente protegida mediante geotextiles, permitiendo un buen desarrollo de la vegetación.

b) **Estaquillado**. Es la técnica más usada con las salicáceas debido a la facilidad de enraizamiento que presentan sus ramas. También especies de otras familias, como los tarajes y algunos olmos, pueden implantarse mediante esta técnica (ver capítulo 4.5.2). Para algunas herbáceas de rápido crecimiento también se puede recurrir al uso de miniplanteles bien enraizados (*plugs*) o esquejes, con la debida atención a las exigencias y cuidados de cada especie, especialmente lo que respecta a la profundidad de plantación y a las exigencias de riego. Cuando el suelo esté

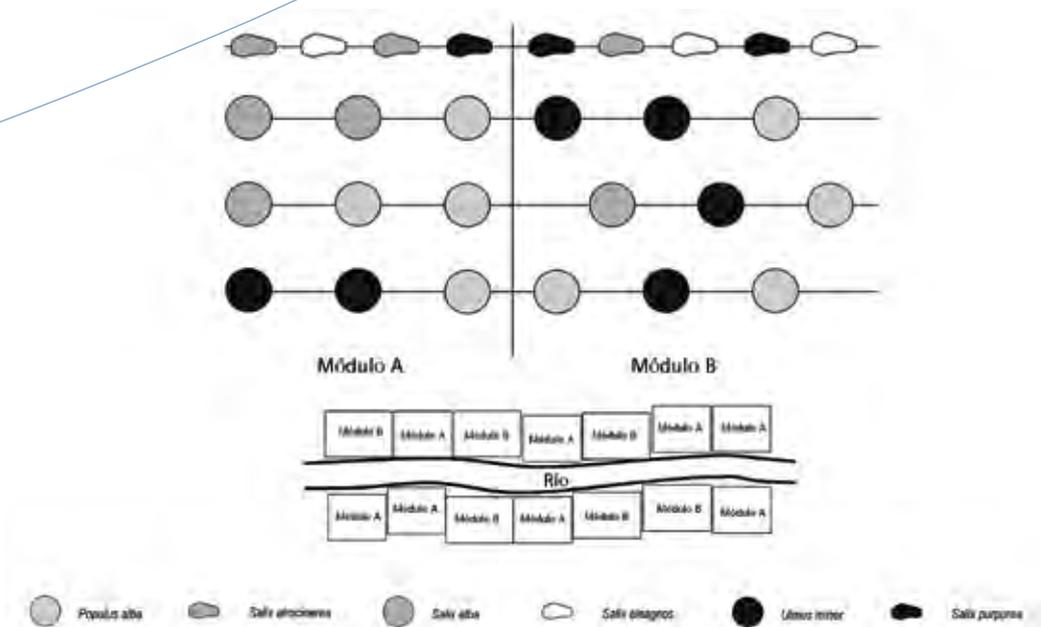


Figura 4.7.2 Ejemplo de un patrón de plantación por módulos en la restauración de un bosque de ribera.

muy seco, sobre todo en la época de más calor, es recomendable regar previamente, dejando el tiempo suficiente para que el terreno adquiriera el tempero idóneo para trabajar.

c) Plantación con cepellón. Es la técnica más usada con olmos, fresnos, alisos y otras especies arbóreas, ya que, aunque encarece el transporte y la plantación, resulta mucho más segura en condiciones climáticas inestables como las que se dan en ambientes mediterráneos.

Una vez marcada la localización de cada una de las especies, se procederá a la apertura mecánica de los hoyos, más o menos cilíndricos, de 1 m de profundidad por 1 m de diámetro, para árboles y de 0,60 m por 0,60 m para arbustos. El fondo y los lados del hoyo deberán ser ligeramente picados para favorecer una mejor adherencia de la tierra de relleno.

En los casos en los que la tierra en la base del hoyo sea de mala calidad, ésta deberá ser extraída y sustituida por tierra fértil de la superficie. La cantidad abono orgánico dependerá, naturalmente, de las exigencias

de las especies y de la fertilidad del suelo; en casos extremos, se recomienda añadir en la base del agujero 0,1 m³ de estiércol o 25 kg de compost, enriquecido con 0,2 kg de fertilizante compuesto, para árboles, y 0,05 m³ de estiércol o 10 kg de compost enriquecido con 0,1 kg de fertilizante compuesto, para arbustos.

Después de ser debidamente compactada, en la tierra fertilizada de la base se abrirán pequeños agujeros del tamaño del cepellón o de las raíces, en caso de utilizarse planta a raíz desnuda. Durante la plantación, la superficie del cepellón o las raíces deberán mantenerse cubiertas y en buenas condiciones de humedad para evitar daños mecánicos y desecación por insolación o exposición al viento. Las plantas deberán regarse inmediatamente para mejorar la adherencia del suelo a las raíces; para favorecer este proceso, es conveniente picar la tierra de relleno con una barra de metal para abrir pequeños canales. Siempre y cuando el desarrollo de las plantas lo requiera, se pueden utilizar tutores, teniendo cuidado de proteger la zona de unión con cartón, yute u otro material adecuado y, así, evitar heridas en la corteza.

d) Plantación con rizomas. Esta técnica se usa principalmente con herbáceas acuáticas tales como cañizo (*Chenopodium album*), espadañas (*Typha* spp.), carrizos (*Phragmites* spp.), lirios (*Iris* spp.) y otras.

Para lograr la implantación de una vegetación florística y estructuralmente variada se suele acudir a un diseño en módulos de plantación, ya que resulta la alternativa más fácil de aplicar. En el interior de cada módulo de plantación se incluye una o dos especies arbóreas y algunas arbustivas en posiciones fijas, alternando los distintos módulos de una manera aleatoria a lo largo de la superficie de restauración, de forma que la estructura final carezca de un orden claramente visible (figura 4.7.3). A la hora de la ejecución, no es conveniente que el replanteo se realice de forma excesivamente detallista, pues un cierto margen de variación entre lo inicialmente previsto por el proyecto y lo finalmente ejecutado contribuye a incrementar la apariencia de naturalidad de la masa que se implante, además de simplificar las labores.

La plantación tiene como principales objetivos garantizar la protección del corredor fluvial y facilitar el progresivo enriquecimiento florístico por la colonización espontánea de otras especies. No es necesario plantar los módulos muy densamente ya que con el tiempo, los procesos naturales irán dando forma a la franja ripícola. Este ejemplo debe interpretarse sólo como una ilustración, que se adaptará en función de las condiciones reales de cada sitio, teniendo en cuenta el clima, el suelo, la dinámica fluvial y la anchura de la franja ripícola.

Los módulos diseñados se repetirán aleatoriamente a lo largo del tramo, ajustándose a la anchura del cauce. Se aconseja dejar un espacio de dos a tres metros entre módulos para facilitar la plantación, el mantenimiento y el acceso al curso de agua. Se espera que los huecos sean cubiertos por la regeneración natural de la vegetación.

Comúnmente, la reconstitución de los estratos arbóreos y arbustivos facilita la recuperación natural de la vegetación herbácea. Sin embargo, las especies leñosas requieren un cierto tiempo para que sus efectos de protección, como la protección a la erosión,

sean evidentes. Con el fin de minimizar la pérdida de suelo, es muy importante reducir los movimientos de tierras durante la preparación del terreno, así como considerar la ventaja de sembrar especies herbáceas vigorosas (simultáneamente, o no, con la plantación de árboles y arbustos) que proporcionarán protección al talud durante los primeros meses. Las especies herbáceas más adecuadas para este fin son las que poseen un gran desarrollo radical pero una estructura aérea reducida. Solamente se deben utilizar especies típicas del hábitat y las semillas deberán ser recolectadas en el mismo sitio o en algún sitio cercano con condiciones ecológicas similares.

Toda la planta de vivero deberá respetar los estándares de calidad: el material deberá ser juvenil, sano, con troncos rectos, bien formados, con brote terminal vigoroso y raíces bien desarrolladas, extendidas y no espiralizadas. También deberá contar con pasaporte fitosanitario y certificado de procedencia.

La mejor época para la plantación se corresponde con el período de letargo vegetativo de las plantas y cuando las condiciones climáticas son favorables: suficiente humedad en el suelo y ausencia de heladas severas. Estas condiciones se suelen alcanzar en primavera, cuando el suelo se empieza a calentar. En sitios de clima típicamente mediterráneo, con inviernos suaves y húmedos y veranos secos, se recomienda plantar al final del otoño.

A pesar de la proximidad al curso de agua, las plantas y brinzales deberán ser regados regularmente durante los períodos secos, dado que la modificación de la estructura edáfica por el movimiento de tierras y su limitado desarrollo radical dificulta a las plantas jóvenes la obtención de sus requerimientos hídricos.

Y, finalmente, es también importante proteger las plantas introducidas durante su período inicial de desarrollo del viento, de los visitantes o de los animales, tanto domésticos como salvajes. La protección de estos daños potenciales puede llevarse a cabo evitando el acceso mediante un vallado o mediante el uso de protectores individuales como tutores (viento), mallas de plástico o metálicas, tubos de plástico o protectores de las raíces contra roedores. Con el fin de optimizar gastos, se deberá tener en cuenta la relativa vulnerabilidad de las diferentes

especies para ser consumidas por rumiantes (cabras, ciervos) a la hora de escoger el sistema de protección (Hodge y Pepper, 1998). Los fresnos, sauces y chopos negros son altamente sensibles (DCS, 2008) mientras que los alisos, álamos blancos o tarajes (Zouhar, 2003) son aparentemente menos apetecibles para estos

animales. Durante el primer año se deberá evitar el pastoreo y el acceso del ganado al agua; en caso de ser necesario, se dejarán zonas especiales para ello. En el siguiente capítulo se podrá obtener más información sobre la gestión del pastoreo en áreas de ribera.

Bibliografía

Deer Commission for Scotland DCS (2008) Best Practice Guidance. Tree Protection. (http://www.dcs.gov.uk/bestpractice/crop_treeprotection.htm)

Fischer RA, Martin CO, Ratti JT (2001) Riparian Terminology: Confusion and Clarification. Ecosystem Management and Restoration Research Program Technical Notes, Stream Restoration N° 25 (EMRRP-SR-25). (<http://el.erc.usace.army.mil/elpubs/pdf/sr25.pdf>)

González del Tánago M, García de Jalón D (1998) Restauración de ríos y riberas. Escuela Superior de Ingenieros de Montes. Mundiprensa, Madrid

Hodge S, Pepper H (1998) The Prevention of Mammal Damage to Trees in Woodland. Forestry Commission Practice Note 3 ([http://www.forestry.gov.uk/pdf/fcpn3.pdf/\\$FILE/fcpn3.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/fcpn3.pdf/$FILE/fcpn3.pdf))

King JM, Tharme RE, de Villiers MS (2000) Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block methodology. Freshwater Research Unit. University of Cape Town. WRC Report No: TT131/00

Lara F, Garilleti R, Ramírez P (1996) Estudio de la vegetación de los ríos carpetanos de la cuenca del Jarama. CEDEX, Monografías. Madrid

Lynch RJ, Catterall CP (1999) Riparian Wildlife and Habitats. En: Lovett S, Price P (eds.) Riparian Land Management Technical Guidelines, Volume One: Principles of Sound Management. Canberra: LWRRDC

Telfer D, Connell M (1998) Stream bank planting guidelines and hints. Fact Sheet R31. Water Catchment Management Unit, Queensland

Zouhar K (2003) Fire Effects Information System [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (<http://www.fs.fed.us/database/feis/>)

Amenazas

El carácter dinámico de los bosques de ribera los hace particularmente vulnerables a los cambios causados por la actividad humana (Brinson y Verhoeven, 1999). Los efectos negativos causados por impactos antrópicos en las comunidades vegetales de ribera, sobre todo, las alteraciones hidrológicas causadas por la bajada de los niveles freáticos, han sido citados por varios autores (Cortes y Ferreira, 1998; Mitsch y Gosselink, 2000). Al mismo tiempo, la expansión de áreas urbanas y agrícolas ha dado lugar a la degradación y a la desaparición de los bosques de ribera, que ha dado paso a un cambio de uso y cobertura del suelo, en parte, porque la disponibilidad y el acceso al agua ofrecen un incentivo para el desarrollo económico (Larsen, 1996; Duarte *et al.*, 2002; Angradi *et al.*, 2004).

El pastoreo incontrolado y la tala indiscriminada se consideran algunos de los factores más relevantes

en la degradación de las formaciones de ribera. El ganado, al acceder al agua, compacta el terreno y marca sus huellas a lo largo de los márgenes, provocando la erosión del talud y la degradación gradual del área. Por otro lado, la tala, ya sea para mejorar el acceso o por razones comerciales, acelera y empeora los procesos de degradación. Posteriormente, estos tramos degradados pueden pasar fácilmente a ser sitios propicios para la extracción de áridos –principalmente arena y gravas para el sector de la construcción– o como vías de acceso al río. Este tipo de actividad no sólo afecta a los márgenes ya degradados sino también a la estabilidad del cauce; por esta razón, las áreas destinadas a este tipo de actividades deben ser seleccionadas cuidadosamente según criterios específicos, y no aprovechando sitios ya degradados debido a una mala gestión de los márgenes y su vegetación.

El valor económico del bosque de ribera

Algunos de los servicios medioambientales atribuidos al bosque de ribera –mejora de la calidad del agua y del hábitat de los peces y de otras formas de vida silvestre, así como estabilidad de los regímenes de caudales en un ámbito local y regional– están bien documentados (Hunter, 1990; Jeffries y Mills, 1991; Smith *et al.*, 1997; Cortes y Ferreira, 1998; Moreira *et al.*, 1999; Mitsch y Gosselink, 2000; Friedman y Lee, 2002; Moreira y Duarte, 2002). No obstante, la evaluación del valor económico de los servicios medioambientales prestados por un bosque de ribera queda fuera del ámbito de los mercados económicos clásicos. Otorgar un valor monetario a este tipo de servicios es, sobre todo, un proceso político y social que depende en gran medida del valor subjetivo que la sociedad les atribuye. Sin embargo, muchas de estas aportaciones sólo se hacen visibles tras años o incluso décadas, lo que hace que las ventajas proporcionadas por la presencia de vegetación de ribera sean menos evidentes debido al desfase temporal (Lynch y Tjadem, 2000; Brismar, 2002).

Además del valor ambiental de las especies arbóreas de ribera, el aprovechamiento más directo de las riberas y sus áreas asociadas puede también generar beneficios económicos. Por ejemplo, en Europa, la madera proveniente de los bosques de ribera se ha explotado para diversas aplicaciones, dependiendo del tipo de vegetación que los componen (Oszlányi, 2001). La explotación forestal de las áreas de ribera arboladas puede resultar altamente lucrativa, ya que la madera de las especies que crecen naturalmente o que pueden ser cultivadas en estas áreas (p. ej. el nogal) alcanza un precio mayor que la de algunas especies maderables más comunes (p. ej. el pino). En el cuadro 4.9.1 se puede ver un análisis del precio medio por metro cúbico de madera pagado al productor. La producción de madera de calidad puede ser considerada como una oportunidad para, por un lado, mantener los beneficios medioambientales del bosque de ribera a la vez que generar ingresos en zonas rurales. Sin embargo, esta producción de madera no debe comprometer la protección de las áreas de ribera ni la integridad del río.

Las características técnicas de la madera de los bosques de ribera y de las áreas circundantes pueden variar considerablemente entre especies, lo que justifica en parte la variación en los precios expresados en la tabla 4.9.1. La tabla 4.9.2 proporciona diversas descripciones y características técnicas de la madera de algunas especies de ribera.

Otras actividades económicas pueden beneficiarse de la presencia de áreas de ribera arboladas en buen estado de conservación, tales como actividades de

ocio y turismo basadas parcial o totalmente en el aprovechamiento de los márgenes de los cursos de agua (pesca, circuitos deportivos, áreas de picnic, playas fluviales, etc.), siempre y cuando estas actividades se desarrollen evitando consecuencias negativas para el medioambiente. El hábitat fluvial atrae a muchos tipos de vertebrados, incluyendo especies de caza. Los cotos de caza situados junto a un bosque de ribera bien conservado se beneficiarán de la abundancia y diversidad de especies como resultado de su proximidad.

Tabla 4.8.1 Precios de la madera obtenida de árboles que se adaptan a hábitats ripícolas, pagados a productores privados en Francia y Portugal. Los valores son meramente indicativos y pueden variar entre las regiones de cada país. Esta tabla no considera las variaciones anuales del precio relacionadas con la calidad de la madera (p. ej. dimensiones, presencia o no de defectos) y se recomienda prudencia en la interpretación de estos valores. La especie *Pinus pinaster* se incluye como referencia para la comparación con una especie no ripícola que se cultiva de manera extensiva en ambos países (Fuente: Anónimo, 2004; Anónimo, 2005; DSPE, 2006; Anónimo, 2007).

Especies	Precio medio (Euros/m ³)					
	Mínimo	Francia Máximo	Medio	Minimo	Portugal Máximo	Medio
▪ <i>Quercus</i> spp.	▪ 5 - 8	▪ 400	▪ 118	▪ 13	▪ 107	▪ 38
▪ <i>Fraxinus excelsior</i>	▪ 20	▪ 200	▪ 78	▪ n/a	▪ n/a	▪ n/a
▪ <i>Fagus sylvatica</i>	▪ 5 - 8	▪ 190	▪ 56	▪ n/a	▪ n/a	▪ n/a
▪ <i>Betula</i> spp.	▪ 15	▪ 60	▪ 38	▪ 20	▪ 31	▪ 27
▪ <i>Tilia</i> spp.	▪ 30	▪ 90	▪ 60	▪ n/a	▪ n/a	▪ n/a
▪ <i>Prunus avium</i>	▪ 40	▪ 400	▪ 185	▪ n/a	▪ n/a	▪ n/a
▪ <i>Juglans</i> spp.	▪ 100	▪ 3000	▪ 1015	▪ n/a	▪ n/a	▪ n/a
▪ <i>Castanea sativa</i>	▪ 15	▪ 200	▪ 86	▪ 17	▪ 188	▪ 57
▪ <i>Acer pseudoplatanus</i>	▪ 100	▪ 230	▪ 165	▪ n/a	▪ n/a	▪ n/a
▪ <i>Populus</i> spp.	▪ 5	▪ 65	▪ 26	▪ 20	▪ 82	▪ 45
▪ <i>Pinus pinaster</i>	▪ 8 - 17	▪ 25 - 40	▪ 22	▪ 3	▪ 86	▪ 35

Gestión de los bosques de ribera

Alcance y desafíos

Los bosques de ribera deben estar bien estructurados y estar compuestos por individuos sanos con el fin de asegurar que su presencia tendrá el máximo impacto positivo sobre la calidad del agua, la fauna silvestre, la producción de madera y los habitantes de la región (Goard, 2006a). Para que las iniciativas de conservación y rehabilitación de los espacios fluviales sean eficaces, es necesario un marco legal que estimule a los propietarios de esas tierras a poner a disposición las áreas necesarias para aumentar el valor de conservación del corredor fluvial correspondiente. Además, la gestión de estas áreas debe ceñirse a la cuenca fluvial específica, ya

que cada río tiene características únicas. La gestión no puede limitarse a componentes aislados del río sino que debe englobar tantos aspectos ecológicos como sea posible y debe realizarse a varias escalas; es decir, que la gestión de tramos específicos debe estar de acuerdo con los planes de gestión de la cuenca hidrográfica a la cual el tramo pertenece y también con los planes de gestión territorial a mayor escala (Hughes *et al.*, 2001).

Uno de los principales desafíos para la gestión de estas áreas, especialmente en cuencas con altos niveles de actividad humana, es la conciliación de la integridad

Tabla 4.8.2 Descripción, características y usos principales de la madera procedente de árboles típicos de ribera o de árboles que se encuentran con frecuencia en ellas (fuente: Anónimo, n.d.; Oliveira, n.d.; Carvalho, 1997; López González, 2004).

Especies	Color	Aplicaciones	Observaciones
▪ <i>Alnus glutinosa</i>	▪ Amarillo rosado	▪ Muebles (de interior); estructuras hidráulicas, laminados decorativos, embalaje, herramientas	▪ Madera que mejora su durabilidad cuando es sumergida en agua
▪ <i>Alnus cordata</i>	▪ Rojo anaranjado, ligeramente oscuro	▪ Embalaje, estructuras hidráulicas, varios tipos de pequeños objetos	▪ Madera que mejora su durabilidad cuando es sumergida en agua
▪ <i>Betula pubescens</i>	▪ Blanco pálido o blanco rosáceo	▪ Tableros de conglomerado, celulosa, carbón de leña, usado a veces en la construcción (incluyendo la aeronáutica)	
▪ <i>Fraxinus angustifolia</i>	▪ Amarillo rosado	▪ Muebles pesados; tableros de conglomerado y laminados, carpintería interior y herramientas	
▪ <i>Fraxinus excelsior</i>	▪ Marrón amarillento; marrón	▪ Equipamientos deportivos, muebles, herramientas, entarimados	
▪ <i>Frangula alnus</i>		▪ Carbón de leña para pólvora	
▪ <i>Populus nigra</i>	▪ Rojo-gris	▪ Construcción (estructuras), muebles interiores, bases, forros y paneles, tableros de conglomerado y laminados, carpintería fina y juguetes; cerillas y palillos, celulosa y contrachapado	
▪ <i>Populus alba</i>	▪ Tonos rosáceos	▪ Construcción (estructuras), muebles interiores, bases, forros y paneles, tableros de conglomerado y laminados, carpintería fina y juguetes; cerillas y palillos, celulosa y contrachapado	
▪ <i>Castanea sativa</i>	▪ Marrón (duramen); Blanco/tonos amarillentos (albura)	▪ Estructuras y carpintería interior y exterior; laminados; muebles torneados, construcción naval, cestas, mangos de herramientas, barriles, objetos pegados y moldeados, postes, leña	
▪ <i>Prunus avium</i>	▪ Marrón; marrón con tonos rojizos	▪ Muebles, instrumentos musicales, herramientas, barriles, recubrimientos, laminados	
▪ <i>Quercus pyrenaica</i>	▪ Marrón con tonos amarillentos (duramen); blanco con tonos amarillentos (albura)	▪ Entarimados (parquet); revestimientos de madera, utensilios y construcción, estacas, fabricación de barriles	
▪ <i>Quercus faginea</i>	▪ Marrón con tonos amarillentos (duramen); blanco con tonos amarillentos (albura)	▪ Construcción (estructuras y carpintería), revestimientos y suelos, fabricación de muebles (estructuras y muebles pesados), bandejas	▪ Difícil de triturar debido a su dureza y a la forma de los troncos

de las interacciones tierra-agua con los múltiples tipos de utilización del suelo. Los márgenes fluviales proporcionan múltiples servicios medioambientales a la sociedad y su conservación proporciona ventajas ecológicas importantes; en muchos países y regiones son considerados legalmente dentro del dominio público, junto con los cauces y la misma agua. Sin

embargo, los propietarios de tierras adyacentes, que pueden ser propietarios privados, tienen acceso privilegiado al agua y a otros recursos del río, haciéndose necesario regular los derechos y obligaciones relacionados con esta situación y supervisar su cumplimiento. Algunos de los usos que pueden causar un mayor impacto serían la apertura

Áreas de amortiguación

El área de amortiguación es un área de anchura variable, adyacente al curso de agua, que no está sujeta a ningún tipo de intervención, excepto cuando ésta es necesaria por razones técnicas. La determinación de la anchura más conveniente es un proceso complejo que se alcanza de una de estas dos maneras (Phillips *et al.*, 2000): (1) definiendo una anchura fija que puede variar en función del desnivel o el tipo de río, o (2) definiendo una anchura variable basada en las condiciones específicas del lugar (composición, edad y estado de la vegetación, características geomorfológicas del tramo, cobertura y uso del suelo adyacente u otras características locales). El mantenimiento adecuado de las áreas de amortiguación es, particularmente, importante en márgenes inestables o escarpados, particularmente vulnerables a la erosión (Brinson y Verhoeven, 1999).

- a) Varios estudios realizados por todo el mundo sobre los bosques de ribera y su función como amortiguador ecológico permiten sintetizar algunos principios generales a tener en cuenta al decidir sobre la anchura de estas franjas (Brinson y Verhoeven, 1999).
- b) Aunque los aspectos socioeconómicos limiten la designación de áreas de amortiguación excepcionalmente amplias, generalmente, cuanto más ancha es esta zona, mejores son las condiciones para el mantenimiento de la biodiversidad.

c) Con el objetivo de lograr similares niveles de protección, cuanto mayor es el nivel de actividad económica adyacente, más ancha debería ser la franja amortiguadora.

d) Todos los hábitats acuáticos necesitan áreas de amortiguación, ya estén situados en las llanuras aluviales, ya en las cabeceras con gran desnivel.

La franja ripícola en las zonas de cabecera es esencial para mantener la calidad del agua y para mitigar el impacto de las avenidas; sin embargo constituye también el área más vulnerable a las alteraciones.

Para cada situación, el estudio de diversos factores tales como las características a escala local y de cuenca vertiente, la intensidad del uso del suelo o la función prevista para las áreas de amortiguación (entre otras) nos indicará soluciones con fundamento científico. Sin embargo, a la hora de tomar una decisión final en cuanto a la anchura de amortiguación necesaria, las respuestas científicas necesitan ser contrastadas a menudo con las restricciones y con los objetivos de la población en general o de los gestores locales (figura 4.9.1) (Palone y Todd, 1998; Phillips *et al.*, 2000).

Según Palone y Todd (1998) y Phillips *et al.* (2000), la anchura mínima recomendada para el área de amortiguación en los EE.UU. varía entre 10-15 m y 30-35 m (para cada orilla), dependiendo del lugar y de los objetivos deseados.



Figura 4.8.1 Criterios para determinar la anchura del área de amortiguación fluvial (adaptado de Palone y Todd, 1998).

Buenas prácticas de gestión

Las buenas prácticas de gestión de los bosques de ribera tienen como objetivo mitigar y prevenir impactos adversos en los ecosistemas y hábitats fluviales, causados, por ejemplo, por la colmatación del cauce con sedimentos finos, por variaciones en la temperatura y en el caudal y por el arrastre de productos químicos y de residuos orgánicos y sólidos (Phillips *et al.*, 2000).

Generalmente, los propietarios o los gestores forestales responsables deberían ser conscientes de las siguientes recomendaciones en cuanto a las intervenciones en las riberas (Palone y Todd, 1988; Phillips *et al.*, 2000; Goard, 2006a):

- 1) Identificación de objetivos y planificación de las actividades a realizar.
- 2) Definición de las características del área de amortiguación.
- 3) Reducción al mínimo de los impactos sobre el suelo, manteniendo la capa orgánica intacta.
- 4) Prohibición de la entrada de maquinaria pesada en el cauce del río. En caso de ser inevitable, debe llevarse a cabo en áreas señaladas que se hayan preparado para esta función.
- 5) Retirada de árboles y ramas grandes que, tras la tala, puedan caer en el curso de agua.
- 6) Tratamiento adecuado de los residuos resultantes de la tala (retirada de cortezas y ramas).

La tabla 4.8.4 proporciona recomendaciones más específicas para diversas estructuras/operaciones para construir/realizar en aprovechamientos forestales que afecten cursos de agua y áreas de ribera.

En cuanto al acceso del ganado a la franja ripícola y al agua, a veces resulta recomendable limitarlo mediante cercados; el pastoreo incontrolado en áreas de ribera puede causar daños en la vegetación, compactar el suelo y provocar la erosión del margen (Goard, 2006c). Así, el cercado se debe colocar a una distancia de aproximadamente 20 m del borde del cauce (para evitar daños causados por las crecidas). Sin embargo, en caso de ser necesario garantizar el acceso del ganado al río (para beber o cruzar), se podrá colocar puntualmente algún tipo de cercado dentro del cauce, teniendo en cuenta los siguientes aspectos (Goard, 2006c):

- a) Ubicación en los sitios adecuados, construidos de forma que se minimice el impacto sobre el cauce.
- b) Teniendo en cuenta que el lecho y los márgenes de las áreas seleccionadas para el cruce e instalación del cercado deben ser estables, preferiblemente de roca expuesta o de piedras grandes que no sean arrastradas fácilmente por la corriente.
- c) El desnivel del área de paso debe ser uniforme.

Tabla 4.8.4 Recomendaciones para una mejor gestión forestal del bosque de ribera (adaptado de Goard, 2006b).

Acceso	Cruces	Tala y saca	Tras la tala
<ul style="list-style-type: none"> ■ Utilice accesos y caminos ya existentes. ■ Los caminos de acceso y las áreas de reunión deben estar al menos a 8 m del curso de agua. ■ Los caminos deben diseñarse para minimizar la erosión: oblicuos al trazado del cauce y tan estrechos como sea posible. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Minimice el número de lugares de cruce y las perturbaciones sobre el suelo. ■ Siempre cruce siguiendo una línea perpendicular al curso de agua y solo en áreas donde el lecho y los márgenes estén formados por materiales cohesivos. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Trabaje cuando el suelo esté seco ■ No tale más del 25 % de los árboles. ■ No deposite residuos de la tala en los cursos de agua. ■ No extraiga y, mucho menos, arrastre la leña o madera a través del cauce. ■ Asegúrese de que la empresa contratada conoce qué árboles cortar y la estructura de los accesos. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Estabilice los suelos desnudos en áreas alteradas para evitar la erosión. ■ Repueble las áreas taladas con especies nativas.

- d) Las áreas de paso no deberían interferir con la circulación del agua o la vida acuática.
- e) El cercado levantado en estas áreas debería ser lo suficientemente robusto para soportar el arrastre de sedimentos e inundaciones.

Sin embargo, hay situaciones donde la presencia controlada de ganado en las riberas puede proporcionar al medio más ventajas ecológicas que inconvenientes. Un ejemplo se observa en ríos regulados, donde la ausencia de inundaciones anuales puede causar la proliferación de la vegetación en espacios típicamente descubiertos, como son los bancos de grava y arena, los cuales son hábitats muy importantes para muchas aves

nidificantes, artrópodos e insectos. El pastoreo puede también ser una práctica de gestión económica para controlar especies invasoras no nativas como la caña común (*Arundo donax*). No es inusual que algunos proyectos de restauración en riberas incluyan la introducción controlada de ganado como pieza fundamental en el equilibrio del ecosistema (véase <http://www.newforestlife.org.uk/>). Los efectos del pastoreo en áreas de ribera deben estudiarse para cada caso concreto y no pueden ser generalizados. Es necesario profundizar la investigación de los sistemas silvopastorales que afectan áreas de ribera para entender las importantes interacciones que se establecen entre plantas y animales con este tipo de gestión.

Conclusiones

El conocimiento creciente de la importancia ambiental de los corredores ripícolas ha llevado a un aumento de interés en su conservación, de acuerdo con prácticas de buena gestión del medio rural y natural. Sin embargo, estas buenas prácticas raramente se aplican en la gestión de los corredores ripícolas, a pesar del valor económico de algunas de las especies de árboles implicadas y del importante papel de la vegetación de ribera a la hora de conservar la biodiversidad, atenuar los efectos de las inundaciones y estabilizar los márgenes. Por lo tanto, es imprescindible sensibilizar

a la sociedad sobre la importancia ambiental y económica de estos ecosistemas vitales y únicos. Existe también la urgente necesidad de intervenir de manera práctica con acciones específicas, basadas en el conocimiento obtenido mediante la investigación y la experimentación científica, con el objetivo de preservar este importante recurso natural de manera sostenible. La rehabilitación y la gestión sostenible de los corredores ripícolas son esenciales para proteger la biodiversidad y la continuidad de los ecosistemas acuáticos, así como su integridad ecológica.

Bibliografía

Angradi T, Schweiger E, Bolgrien D, Ismert P, Selle T (2004) Bank stabilization, riparian land use and the distribution of large woody debris in a regulated reach of the Upper Missouri River, North Dakota, USA. *River Research and Applications* 20:829-846

Anonymous. s/d. Wageningen Tree Database. Wageningen University. Wageningen. (<http://www.fem.wur.nl/UK/Education/special+topics/tree/>). Visited 09/04/2008)

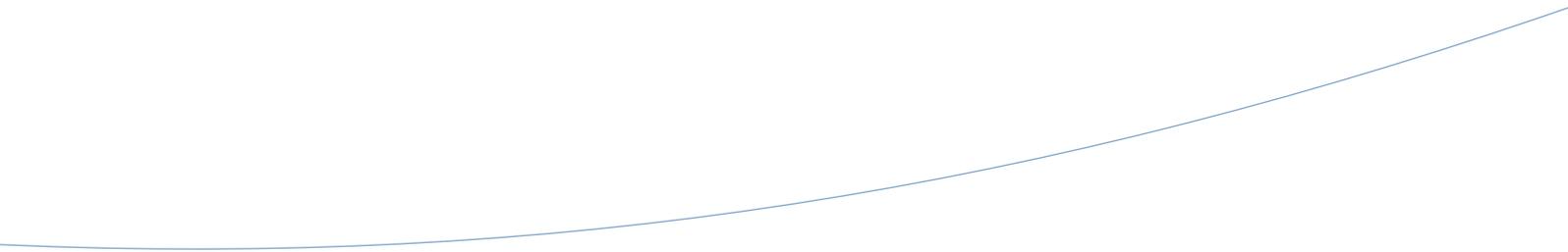
Anonymous (2004) Cours des bois sur pied. Forêts de France 471:9. (http://www.foretriveefrancaise.com/data/info/137559-FDF471_09bis_pb.pdf). Visited: 24/01/2008)

Anonymous (2005) Les ventes d'automne 2005. Les Cahiers de L'Office National des Forêts 6:4. (http://www.onf.fr/doc/pdf/conj6_1105.pdf). Visited: 24/01/2008)

Anonymous (2007) Cours Indicatifs des Bois Vendus Sur Pied. Arborea. Vichy. (<http://www.arborea.com/items/actualites.html>). Visited: 24/01/2008)

Brinson MM, Verhoeven J (1999) Riparian Forests. En: Hunter ML (ed) *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, 265-299. Cambridge University Press. Cambridge.

- Brismar A (2002) River systems as providers of goods and services: a basis for comparing desired and undesired effects of large dam projects. *Environmental Management* 29(5):598-609
- Carvalho A (1997) *Madeiras Portuguesas – Volume II. Direcção-Geral das Florestas*. Lisboa
- Cortes RMV, Ferreira T (1998) Funções dos Ecótonos Ripários e o Ordenamento de Bacias Hidrográficas. Workshop Funções e Ordenamento de Zonas Ripárias. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real. (policopy)
- Divisão de Inventário e Estatísticas Florestais (DSPE) (2006) Sistema de Informação de Cotações de Produtos Florestais na Produção (SICOP). Direcção-Geral dos Recursos Florestais. Lisboa. (<http://cryptomeria.dgrf.min-agricultura.pt/>. Visited: 24/01/2008)
- Duarte MC, Moreira I, Ferreira MT (2002) Flora Vascular Dulçaquícola. En: Moreira I, Ferreira MT, Cortes R, Pinto P, Almeida PR (eds) *Ecosistemas Aquáticos e Ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa
- Friedman JM, Lee VJ (2002) Extreme floods, channel change, and riparian forests along ephemeral streams. *Ecological Monographs* 72(3):409-425
- Goard D (2006a) Riparian Forest Management Practices: Timber Stand Improvement. Kansas State University. Kansas (http://www.kansasforests.org/riparian/best_managment.shtml)
- Goard D (2006b) Riparian Forest Management Practices: Timber Harvesting. Kansas State University. Kansas (http://www.kansasforests.org/riparian/best_managment.shtml)
- Goard D (2006c) Riparian Forest Management Practices: Fencing. Kansas State University. Kansas (http://www.kansasforests.org/riparian/best_managment.shtml)
- López González G (2004) *Guía de los Árboles y Arbustos de la Península Ibérica y Baleares*, 2nd ed. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid
- Hughes FMR, Adams WM, Muller E, Nilsson C, Richards KS, Barsoum N, Décamps H, Foussadier R, Girel J, Guillo H, Hayes A, Johansson M, Lams L, Pautou G, Peiry JL, Perrow M, Vautier F, Winfield M (2001) The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodlands. *Regulated Rivers: Research and Management* 17:325-345
- Hunter ML (1990) *Wildlife, Forests and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Regents / Prentice Hall.
- Jeffries M, Mills D (1991) *Freshwater Ecology: Principles and Applications*. John Wiley and Sons, New York
- Larsen P (1996) Restoration of River Corridors: German Experiences. En: Calow P, Petts GE (eds) *The Rivers Handbook 2*: 419-438. Blackwell Scientific Publications. Oxford
- Lynch L, Tjadem R (2000) When a Landowner Adopts a Riparian Buffer – Benefits and Costs. Fact Sheet 774. Maryland Cooperative Extension. University of Maryland. College Park, Queenstown
- Mitsch WJ, Gosselink JG (2000) *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley & Sons. New York
- Moreira I, Saraiva M, Aguiar F, Costa J, Duarte M, Fabião A, Ferreira T, Loupa Ramos I, Lousã M, Pinto Monteiro, F (1999) *As Galerias Ribeirinhas na Paisagem Mediterrânica: Reconhecimento na Bacia Hidrográfica do Sado*. ISA Press, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa
- Moreira I, Duarte MC (2002) Comunidades Vegetais Aquáticas e Ribeirinhas. En: Moreira I, Ferreira MT, Cortes R, Pinto P, Almeida PR (eds) *Ecosistemas Aquáticos e Ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa
- Oliveira, Â (s/d) *Amieiro Napolitano (Alnus cordata)*. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa
- Oszlányi J (2001) Present Condition of the Lower Morava Floodplain Forests in Slovakia. En: Klimo E, Hager H (eds) *The Floodplain Forests in Europe: Current Situation and Perspectives*, 10:2-16. Brill. Leiden
- Palone R, Todd A (1998) *Chesapeake Bay Riparian Handbook: A Guide for Establishing and Maintaining Riparian Forest Buffers*. United States Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area, State and Private Forestry, Natural Resources Conservation Service Cooperative State Research, Education, and Extension Service. Washington
- Phillips MJ, Swift LW, Blinn CR (2000) Best Management Practices for Riparian Areas. En: Verry ES, Hornbeck JW, Dolloff CA (eds). *Riparian Management in Forests of the Continental United States*, 273-286. Lewis Publishers, CRC Press. Boca Raton, Florida
- Smith DM, Larson BC, Kelty MJ, Ashton PMS (1997) *The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology*, 9th ed. John Wiley and Sons, New York





5

Estudios
de caso

Introducción

El proyecto de recalificación ambiental de *Paul da Goucha* se inició en enero de 2005, y forma parte de las acciones de recuperación desarrolladas en el ámbito del proyecto RIPIDURABLE. El *Paul da Goucha* (*paul*, en castellano paúl, significa zona húmeda o pantanosa, N. del T.) está situado en la zona sur del término municipal de Alpiarça; se encuentra en una depresión aluvial con una fuerte influencia antrópica a través de actividades agrícolas, ganaderas y extractivas. La extracción de áridos ha producido alteraciones significativas en la cobertura vegetal y, en algunas zonas, ha dado lugar a la formación de lagunas artificiales que, posteriormente, han sido utilizadas como vertedero. El paúl es un patrimonio natural de gran valor nacional, cuya degradación presenta una grave amenaza a su conservación. De hecho, el área del *Paul da Goucha* presenta algunas características importantes:

- Es un hábitat prioritario de la Directiva de Hábitats 43/92/CEE, perteneciente a las saucedas y alisedas de ribera (91E0pt3).
- Contiene la mayor saucedá de zona húmeda de Portugal y uno de los bosques de zona húmeda más peculiares en el sur de la Península Ibérica.

- En el bosque de zona húmeda existe una turbera de aproximadamente once mil años.
- Alberga varias especies de vertebrados considerados como amenazados.
- Muestra indicios de degradación de su estado ecológico, debido al aumento de la presión antrópica, comprometiendo su viabilidad como sistema natural.

La *Câmara Municipal de Alpiarça* (CMA) decidió abordar las actuaciones necesarias para mitigar los efectos de la extracción de áridos sobre el ecosistema y la naturalidad del paisaje; una tarea que tardará, con seguridad, muchos años en ser concluida. En este contexto, el proyecto RIPIDURABLE facilitó el contacto entre la CMA y otras instituciones europeas y, así, aprovechó sus experiencias en el campo de la recuperación de hábitats ribereños.

El proyecto de recalificación de *Paul da Goucha* incluye dos grandes áreas: una de mitigación del hábitat degradado y otra de educación ambiental. En este capítulo se presenta la evolución del proyecto desde su concepción hasta la implementación sobre el terreno.

Objetivos

Antes que nada, cabe señalar que las actividades de extracción de áridos han provocado impactos de tal magnitud en el ecosistema que hacen imposible la restauración a su estado original. Dada esta situación, se consideró restablecer las condiciones naturales adecuadas para facilitar el desarrollo de la vegetación natural de ribera. Por ello, no puede hablarse de una acción de restauración de hábitats propiamente dicha, dado que no es posible volver a las condiciones naturales históricas. Esta acción debe entenderse como una obra de mitigación ambiental, con la aplicación de técnicas que lleven al desarrollo de un nuevo estado ecológico.

Con el proyecto de recalificación ambiental de *Paul da Goucha*, la CMA pretende cumplir los siguientes objetivos:

- Promover el desarrollo de hábitats de alimentación, refugio y reproducción de aves acuáticas.
- Facilitar la recolonización de la flora propia del área mediante la plantación de especies autóctonas.
- Educar en el valor de las áreas de ribera como corredores ecológicos y en la importancia de su recuperación y conservación, mediante el desarrollo de un área visitable de interpretación de la naturaleza.

Planificación, ejecución y resultados

Caracterización general del área de actuación

En una primera fase, con el fin de contar con los datos básicos que permitieran la adopción de las medidas de gestión más adecuadas, se procedió a la recolección en el terreno de los datos incluidos en la tabla 5.1.1.

Los datos se recogieron durante los años 2005 y 2006; el seguimiento de las intervenciones se llevó a cabo durante el desarrollo del proyecto (hasta junio de 2008) y tras su conclusión. La recogida sistemática de estos datos hizo posible caracterizar el área con el detalle suficiente como para dar inicio al desarrollo de los planes de la intervención. De forma resumida, se hace referencia aquí a los aspectos considerados como más relevantes para el desarrollo de los trabajos.

La zona del proyecto, indicada con un polígono rojo en la figura 5.1.1, tiene un área total de aproximadamente 29,5 ha y está parcialmente incluida en la zona húmeda conocida como *Paul da Goucha*. Forma parte del valle aluvial del río *Vale de Atela*, un curso de agua permanente cuya área de captación alcanza los 92 km² (figura 5.1.2).

El paúl, como zona húmeda, está desprovisto de cualquier protección legal, por lo que se pretende su futura catalogación. No existen planes de conservación, gestión o seguimiento, según se puede constatar en el Plan de Desarrollo Municipal,

aprobado en 1994 (Resolución del Consejo de Ministros N° 14/94 del 15 de marzo, ratificada en la Resolución del Consejo de Ministros N° 90/2001).

No obstante, se trata de un hábitat prioritario de la Directiva 43/92/CEE, 91E0 (Alisedas y Saucedas de ribera), 92B0 (Bosques en galería de ríos mediterráneos de caudal intermitente) y también 7140 (turberas de transición y oscilantes), cuyos árboles más antiguos, según Rodríguez (com. pers.), presentan edades entre los 35 y 40 años.

La CMA es el único propietario de los terrenos donde se desarrolló la intervención, mientras que los terrenos circundantes, de mayor valor ecológico, son de propiedad privada.

Respecto a sus características geológicas, el área está formada por aluviones del pleisto-holocénico. Destaca la existencia de una turbera al final de la cuenca hidrográfica, que alcanza los 8 m de espesor en algunos puntos.

La zona donde se encuentra el *Paul da Goucha* fue un sistema húmedo de aguas dulces permanentes, con vegetación parcialmente inmersa durante la mayor parte de la fase de crecimiento. La vegetación estuvo probablemente dominada por saucedas mixtas. Sin

Tabla 5.1.1 Aspectos considerados para la caracterización del sitio.

■ 1 Contexto

- Localización geográfica
- Situación legal
- Instrumentos de ordenación y gestión

■ 2 Caracterización física

- Geología
- Tipos de suelos
- Hidrología
- Clima

■ 3 Caracterización biológica

- Flora
- Vegetación
- Fauna
- Biotopos

■ 4 Unidades del paisaje

■ 5 Caracterización del patrimonio

- Patrimonio arquitectónico
- Patrimonio arqueológico
- Patrimonio etnográfico

■ 6 Caracterización socioeconómica

- Población
- Actividades humanas
- Afluencia de personas
- Contaminación

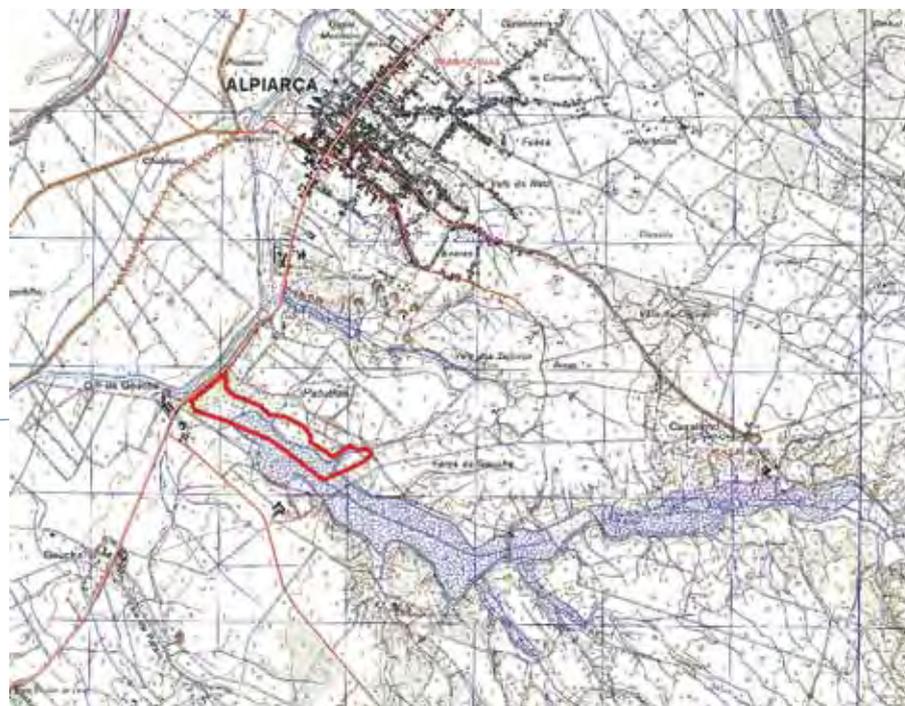


Figura 5.1.1 Localización en el mapa de la zona del proyecto de rehabilitación (fuente: hoja militar N° 353).



Figura 5.1.2 Vista de la zona del Vale da Goucha en donde se encuentran el humedal y otros elementos del paisaje.

embargo, un cambio en la ocupación del suelo por usos agrícolas tuvo como resultado la transformación de la zona húmeda en campos de arroz. El área agrícola fue drenada y el río regulado, con el fin de habilitar áreas de cultivo de productos tradicionales, como maíz y arroz, y permitir el riego. Dicha regulación provocó la colmatación gradual del área, debido, tanto a factores naturales (arrastre de sedimentos por las escorrentías e inundaciones periódicas), como a causas de origen antrópico (actividades extractivas en la ribera norte). El gradual proceso de colmatación,

el difícil acceso al área y las repetidas inundaciones llevaron a que, en un pasado reciente (20 años según COSMAGA, 2002), se iniciara un proceso de abandono de estos terrenos, desencadenándose una rápida transición/sucesión a las formaciones naturales de humedal que caracterizaban esta zona en el pasado. Actualmente, el canal de drenaje del pequeño río se encuentra totalmente colmatado, lo que dificulta el paso del agua. En base a la información relativa a las edades de los árboles más viejos, el abandono de la práctica agrícola puede haberse iniciado en 1970.

La extracción intensiva de áridos fue iniciada en 1980, pudiéndose verificar, ya para 1993, alteraciones importantes en la cubierta vegetal del paúl y del área circundante. El cese de esta actividad ocurrió en el año 2000 tras un acuerdo de la empresa extractora con la CMA y por el interés de la municipalidad por la conservación del patrimonio natural. Sin embargo, cabe destacar que, de forma paralela al relleno de las excavaciones con escombros de procedencias diversas y de difícil caracterización, existe un área que fue aprovechada para el depósito de residuos domésticos, que fue posteriormente sellada. Estas alteraciones pueden ser constatadas mediante la observación de las imágenes aéreas de 1993 y su comparación con los depósitos y excavaciones actualmente existentes, visibles en la fotografía aérea de 2007 (figura 5.1.3).

Desde el inicio de este proyecto existió el temor de que el agua de las pozas junto al vertedero sellado,

como en el propio paúl, estuviese contaminada. El estudio realizado sobre el "Sellado y Recuperación Ambiental de los vertederos de la Sub-región de Lezíria do Tejo - Margen izquierda del Tajo" menciona que los horizontes arcillosos que recubren el lugar donde se encuentra el vertedero sellado podrían funcionar como capa aislante de contaminantes. Este hecho fue confirmado por los resultados de los análisis de aguas y lodos de las pozas vecinas al vertedero sellado. Los análisis fueron realizados por entidades independientes y acreditadas y sus resultados permitieron concluir que el agua y los sedimentos no presentaban contenidos de agentes contaminantes por encima de los valores legales (tabla 5.1.2).

La cobertura vegetal actual del *Paul da Goucha* se compone de diferentes tipos de vegetación, de acuerdo con el tipo de hábitat al que pertenece. De



Figura 5.1.3 Fotografías aéreas de la zona de intervención de los años 1993 y 2007.

Tabla 5.1.2 Resultados de los análisis de agua y sedimentos realizados por el Instituto de Medio Ambiente.

Tipo de muestra – agua superficial
Punto de muestreo – Lago Pedreira do Hilário
Fecha de muestreo – 27/06/2006

	Valor de referencia máximo aceptable para:			Resultados
	Agua para consumo humano	Agua de riego	Aguas dulces superficiales	
▪ Nitrógeno amoniacal			▪ 5 mg/L	▪ < 0,08 mg/L
▪ Nitrógeno, Kjeldahl			▪ 3 mg/L	▪ < 0,50 mg/L
▪ CBO 5			▪ 10 mg/L	▪ < 3 mg/L
▪ Conductividad	▪ 1000 µS/cm			▪ 629 µS/cm
▪ CQO	▪ 30 mg/L			▪ 23 mg/L
▪ Fosfatos	▪ 0,4 - 0,7 mg/L			▪ < 0,1 mg/L
▪ Fósforo total			▪ 1 mg/L	▪ 0,12 mg/L
▪ Nitratos	▪ 25 mg/L	▪ 30 mg/L		▪ < 1,0 mg/L
▪ Nitritos	▪ 25 mg/L	▪ 30 mg/L		▪ < 0,05 mg/L
▪ Sólidos en suspensión	▪ 25 mg/L			▪ 29 mg/L
▪ pH (en laboratorio)			▪ 9	▪ 8,3
▪ Temperatura (pH)	▪ 22 °C		▪ 30 °C	▪ 22 °C
▪ Arsénico	▪ 0,01 mg/L		▪ 0,1 mg/L	▪ 3,3 µg/L
▪ Cadmio	▪ 0,001 mg/L		▪ 0,05 mg/L	▪ < 0,5 µg/L
▪ Plomo			▪ 0,05 mg/L	▪ < 5 µg/L
▪ Cobre	▪ 0,02 mg/L		▪ 0,5 mg/L	▪ < 0,04 mg/L
▪ Cromo			▪ 0,05 mg/L	▪ < 2 µg/L
▪ Mercurio	▪ 0,0001 mg/L		▪ 0,001 mg/L	▪ < 0,10 µg/L
▪ Zinc	▪ 0,5 mg/L		▪ 1 mg/L	▪ < 0,05 mg/L
▪ Níquel			▪ 0,05 mg/L	▪ < 5 µg/L
▪ Calcio				▪ 44 mg/L
▪ Magnesio				▪ 21 mg/L
▪ Dureza total				▪ 0,20 g/L

forma general, se puede decir que la sarga negra (*Salix atrocinerea*) es la especie más abundante. La especie exótica invasora *Myriophyllum aquaticum* también es muy abundante.

En lo que se refiere a la fauna, se ha constatado la presencia de 11 especies de peces, 13 especies de anfibios, 17 especies de reptiles, 167 especies de aves

y 27 especies de mamíferos. Veinticinco especies de aves están incluidas en el anexo I de la Directiva de Hábitats, 8 tienen el nivel de protección "en peligro", según el libro rojo de los vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2006) y se ha registrado la nidificación de 82 especies. De las 27 especies de mamíferos, una de ellas está clasificada como "en peligro crítico" y otra como "vulnerable".

5.1.2 (continuación) Resultados de los análisis de agua y sedimentos realizados por el Instituto de Medio Ambiente.

Tipo de muestra - Sedimento

Punto de muestreo - Lago da Pedreira do Hilário

Fecha de muestreo - 27/06/2006

	valor de referencia* ^a mg/kg	Resultados mg/kg
▪ Cadmio	▪ 20	▪ 2
▪ Cobre	▪ 1000	▪ 24
▪ Plomo	▪ 750	▪ 31
▪ Zinc	▪ 2500	▪ 59
	g/kg	g/kg
▪ Nitrógeno Kjeldahl	▪ -* ^b	▪ 1,7
▪ Nitrógeno total	▪ -* ^b	▪ 1,9
▪ Fósforo total	▪ -* ^b	▪ 69
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)		Resultados µg/kg
▪ Aenafteno	▪ 6	▪ <4,8
▪ Acenaftileno	▪ 6	▪ <4,6
▪ Antraceno	▪ 6	▪ <4,4
▪ Benzo(a)antraceno	▪ 6	▪ 26,5
▪ Benzo(a)pireno	▪ 6	▪ <3,6
▪ Benzo(b)fluoranteno	▪ 6	▪ 27,1
▪ Benzo(g,h,i)perileno	▪ 6	▪ <14,2
▪ Benzo(k)fluoranteno	▪ 6	▪ <2,4
▪ Criseno	▪ 6	▪ <3,6
▪ Dibenzo(a,h)antraceno	▪ 6	▪ <11,3
▪ Fenantreno	▪ 6	▪ <5,3
▪ Fluoranteno	▪ 6	▪ 35,2
▪ Fluoreno	▪ 6	▪ 5,4
▪ Indeno(1,2,3-c,d)pireno	▪ 6	▪ <11
▪ Naftaleno	▪ 6	▪ 37,6
▪ Pireno	▪ 6	▪ 35,3

* Umbrales de concentración de compuestos orgánicos en los lodos para uso agrícola de acuerdo con el Decreto Ley nº 446/91, Portaria 176/96 (2ª serie) del 3 de octubre.

*^a Umbrales de concentración de metales pesados en los lodos para uso agrícola de acuerdo con el Decreto Ley nº 446/91, Portaria 176/96 (2ª serie) del 3 de octubre.

*^b No hay datos.

Diseño del proyecto

Para la iniciación del proyecto de recalificación se llevaron a cabo reuniones de coordinación en las que participaron varios expertos, con el fin de fijar los objetivos. Para reforzar este proceso, se contrataron los servicios de la consultora ambiental *Wetlands and Wildfowl Trust*, responsable de la elaboración del documento inicial. Aquí se analizaron los siguientes aspectos: la población objetivo, la accesibilidad, los principios educativos e interpretativos, el material divulgativo, las oportunidades y dificultades y la ejecución.

En esta fase, se dividió la zona del proyecto en 4 áreas, cada una de ellas con niveles de intervención y plazos de ejecución distintos. El área A comprendía las excavaciones de extracción de áridos y el vertedero sellado, el área B incluía el vertedero sellado y la poza de mayor tamaño. Las áreas A y B fueron definidas como áreas prioritarias para la recuperación del hábitat. El área C ocupaba el área, en la cual se encuentra actualmente la dehesa y el sitio que no estaba destinado a la colocación de sendas interpretativas. Y el área D se extendía por toda la zona húmeda que rodea el paúl, de propiedad privada y con mayor valor ecológico.

Asimismo, se definieron cuatro fases de intervención prioritarias, que se sucedían en el tiempo (figura 5.1.4) y se realizó el estudio de las necesidades de personal

necesario para ejecutar y mantener un proyecto de estas características. También se puntualizó que, para que el centro de interpretación planeado fuera viable económicamente, sería necesario un número de visitantes suficientemente elevado.

En la fase 1, las intervenciones se centraron en las áreas A y B, destacando el desarrollo de las siguientes actividades:

- Limpieza del terreno del área A e incorporación de suelo apropiado para el desarrollo de las plantas;
- Estabilización de los taludes donde nidifica el avión zapador (*Riparia riparia*) y colocación de las sendas a una distancia adecuada para no perturbar la nidificación.
- Reperfilado de las orillas de la poza, con la pendiente y la altura adecuadas que permitirán el desarrollo de la vegetación y la provisión de hábitats aptos para la alimentación, refugio y nidificación de aves.^o
- Reperfilado de la isla localizada en medio del lago para su ocupación por aves acuáticas.
- Trazado de sendas de interpretación de la naturaleza alrededor de la poza.

Personal necesario: un educador que se desplazará al sitio cuando se realicen visitas.



Figura 5.1.4 Mapa resumen de las áreas de intervención

En la fase 2 se incluyeron intervenciones de recuperación de hábitats y de mejora de las condiciones de visita:

- Creación de varias pequeñas pozas en el área A, con el fin de proporcionar hábitat a anfibios, libélulas, caballitos del diablo y otros invertebrados.
- Creación de un área de cañaveral, un bosque de ribera y áreas de aguas abiertas; eliminación de especies exóticas.
- Creación de un lago artificial para actividades de educación ambiental relacionadas con la identificación de invertebrados.
- Reperfilado de las orillas y plantación en el área B, y colocación de pasajes.
- Colocación de observatorios.

Personal necesario: dos educadores o más, de acuerdo con el número de visitas y visitantes acordadas (desplazamiento al sitio cuando sea necesario).

La fase 3 deberá contar con la colaboración de los propietarios vecinos (área D) y su integración en el proyecto. En esta fase se contempla la gestión de los hábitats de la zona bajo el principio de mantenimiento de ecosistemas y valores naturales.

Personal necesario: tres o más educadores de acuerdo con las visitas establecidas (desplazamiento al sitio cuando sea necesario).

En la fase 4 se deberá determinar si el sitio tiene un potencial de visitantes suficiente para la implantación de un centro de interpretación. En caso de que se verifique tal cosa, se deberá proveer las siguientes infraestructuras: aparcamiento, sanitarios, bar, mejora de los recursos interpretativos y un área de concentración de actividades.

Personal necesario: un gestor del centro, dos empleados fijos, tres o más educadores y dos o más trabajadores de mantenimiento, de acuerdo con la oferta de voluntarios y la respuesta de la comunidad.

Tras la conclusión de la etapa de planificación, se contrató a un equipo de ingenieros biofísicos para la elaboración de los planes detallados de la ejecución (figura 5.1.5). Se reforzó la caracterización del sitio y se modificó y actualizó la memoria del proyecto. El grupo de consultores externos mantuvo varias reuniones con la dirección de obra para explicar lo que se pretendía llevar a cabo en el terreno, teniendo en cuenta los objetivos fijados.

Una vez concluido y presentado el anteproyecto, se realizaron otras reuniones con especialistas de diferentes disciplinas (biólogos, ingenieros forestales, ornitólogos), para someter el trabajo a una evaluación desde puntos de vista diferentes.



Figura 5.1.5 Plano general y planos transversales del área de ejecución.

La elección de las especies de árboles, arbustos y herbáceas, así como de los lugares de instalación de los observatorios y sendas interpretativas fue sujeta a un análisis riguroso. Con relación a la vegetación, se consideraron únicamente las especies existentes en la cuenca hidrográfica en la que se localiza la zona húmeda (Margen izquierdo del río Tajo). Para ello, se tomaron en cuenta todos los inventarios florísticos realizados por el Instituto Superior de Agronomía en el ámbito del proyecto RIPIDURABLE. Se eliminaron del elenco de especies aquellas que no eran autóctonas de la región.

En relación con la localización de los observatorios y sendas interpretativas se tuvieron en cuenta las recomendaciones de Andrews y Kinsman (1990), especialmente, las medidas que favorecen la nidificación y minimizan la perturbación. Se prestó especial cuidado a la nidificación del avión zapador. Para la elaboración de la memoria del proyecto definitiva se tomaron en cuenta todos los aspectos tratados durante la fase de planificación y diseño. El plan de ejecución detallado incluía los elementos que se incluyen en la tabla 5.1.3.

Tabla 5.1.3 Elementos que componen el plan de ejecución detallado.

Descripción	Contenidos
<ul style="list-style-type: none"> ■ Documentos <ul style="list-style-type: none"> ■ Memoria técnica ■ Pliego de condiciones ■ Mediciones y presupuestos 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Caracterización; Evaluación del sitio (Debilidades, Amenazas Fortalezas y Oportunidades); Objetivos de la intervención; Propuesta de intervención y estimación presupuestaria. ■ Para cada uno de los siguientes elementos se definen los criterios de medición, descripción del punto y descripciones técnicas. ■ Trabajos preparatorios (demoliciones y limpieza) ■ Modelación general del terreno (excavación general, rellenos, materiales de préstamo). ■ Pavimentación y revestimiento de caminos, drenaje y alcantarillado (base de grava, revestimiento de zahorra, drenajes de hormigón y madera, alcantarillas). ■ Plantación (Preparación general del terreno, plantación de árboles arbustos, herbáceas y siembras). ■ Mobiliario, equipamiento, barreras y puertas (Bancos y mesas, paneles informativos, estructura de apoyo a la educación ambiental). ■ Otros trabajos (montaje y desmantelamiento del almacén, vallado). ■ Responsabilidades y garantías. ■ Aquí se cuantifican los costes por cantidad y precio unitario para cada uno de los productos mencionados en el pliego de condiciones.
<ul style="list-style-type: none"> ■ Planos <ul style="list-style-type: none"> ■ Plano general ■ Altimetría ■ Planimetría ■ Plantación de árboles ■ Plantación de arbustos ■ Plantación de herbáceas y de siembras ■ Accesos, equipamientos y drenajes ■ Plano de detalle de la ejecución 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Aspecto general de todo el plano de ejecución, con la inclusión de la mayoría de elementos. ■ Levantamientos topográficos del área de intervención. ■ Modelación planimétrica que se debe alcanzar durante la fase de ejecución. ■ Especificación de los lugares de plantación de cada una de las especies de árboles. ■ Especificación de los lugares de plantación de cada una de las especies de arbustos. ■ Especificación de los lugares de plantación de las herbáceas y de siembra. ■ Planos de localización de accesos, equipamientos y drenaje. ■ Plano detallado de los accesos, equipamientos y drenajes.

Ejecución

Trabajos preparatorios (demoliciones y limpieza)

Los trabajos de recalificación se iniciaron en 2005, a pesar de que por esas fechas el proyecto todavía no estaba aprobado y de que el sitio estaba aún en proceso de caracterización. De hecho, tras una primera evaluación se estableció la urgencia de retirar toda la basura y los escombros existentes en el sitio, con el fin de liberar espacio.

En esta fase también fue posible obtener información sobre los tipos de residuos que fueron utilizados en el pasado para rellenar las excavaciones generadas por la extracción de áridos. Los escombros se ordenaron en tres tipos: los materiales originados en las mismas extracciones (caracterizados como materiales inertes que no fueron aprovechados); los procedentes de obras (tabiques, hormigón armado, alquitrán, arenas diversas contaminadas con basura); y, finalmente, otros tipos de residuos más contaminantes, como por ejemplo baterías de automóviles, neveras y restos de pesticidas. Este último grupo presentó una presencia muy reducida.



Figura 5.1.6 Aspecto general del área de intervención antes (1) y después (2) de las intervenciones de limpieza (foto: Ana Mendes).

Movimientos de tierras

Entre los aspectos que se tuvieron en consideración para el desarrollo de este trabajo se destacan los siguientes:

- a) Los terraplenes de las excavaciones y taludes fueron hechos respetando un relieve regular y suave.
- b) Los árboles existentes no fueron cortados, salvo con la autorización expresa de la dirección de la obra. Se realizaron podas mínimas cuando se consideró estrictamente necesario.
- c) El material procedente de las excavaciones fue utilizado en las zonas de relleno, siempre y cuando reunieran las condiciones técnicas necesarias, y los excedentes se retiraron a un vertedero.
- d) Después de la ejecución de cada una de las excavaciones, se tomaron las medidas necesarias para minimizar el riesgo de erosión.
- e) La eliminación de *Arundo donax* fue hecha intentando retirar toda la planta, incluidos los rizomas, con el fin de controlar su expansión.
- f) Los trabajos fueron acompañados diariamente por la CMA, con el fin de poder efectuar alteraciones puntuales al planteamiento inicial. De hecho, el acompañamiento de la obra fue de vital importancia para poder adaptar el proyecto a la realidad de la ejecución.
- g) En la medida de lo posible, el suelo introducido no contenía restos vegetales, basura o cualquier otro residuo orgánico o inorgánico.

- h) Se evitó la compactación excesiva de las áreas de plantación.
- i) En los sitios de relleno se tuvo cuidado de utilizar el material de peor calidad para rellenar la base

y los de mejor calidad se reservaron para la parte superficial de los taludes.



Figura 5.1.7 Aspecto general previo a los movimientos de tierras (1 y 2) y durante la fase final de los trabajos de modelación del terreno (3). (foto: Ana Mendes).

Pavimentación y revestimiento de caminos, drenaje y alcantarillado

En este apartado fue necesario hacer modificaciones a las especificaciones del pliego de condiciones técnicas. Según este documento, los trabajos de plantación se deberían haber realizado una vez hubiera concluido la construcción de los caminos y el sistema de drenaje y alcantarillado. Sin embargo,

debido a retrasos en el plan de ejecución, se optó por realizar las plantaciones antes de haber instalado dichas estructuras. En la figura 5.1.8 se puede observar el aspecto general de la instalación de las cunetas de las sendas de interpretación.

Plantaciones

Una vez retirados las basuras y los escombros y tras los trabajos de movimientos de tierras, se procedió a esparcir uniformemente tierra vegetal de buena

calidad por todo el terreno (figura 5.1.9). El trabajo se realizó con una retroexcavadora, creando una capa de 15 cm espesura mínima.



Figura 5.1.8 Vista general de la instalación en el terreno de las cunetas de las sendas de interpretación (fotos: Ana Mendes).

A pesar de que se recomienda fertilizar con compost orgánico, se decidió no efectuar dicha labor por considerar que las especies elegidas no lo requerían.

El plan de plantación incluía la utilización de 28 especies de árboles y arbustos, con un total aproximado de 575 ejemplares de árboles y 941 ejemplares de arbustos, la mayoría de ellos en contenedor.

Fue necesaria la utilización de una codificación de colores para identificar las especies (en el contenedor o en la estaca) con el fin de facilitar los trabajos a la cuadrilla que realizó la plantación. Primero, se marcó el terreno con estacas pintadas con los colores correspondientes a las especies asignadas a cada sitio, siguiendo el diseño de plantación. Los hoyos fueron hechos con una retroexcavadora pequeña (figuras 5.1.10, 5.1.11 y 5.1.12).

Trazado de las sendas e instalación de observatorios

El trazado de las sendas y la localización de los observatorios fue realizada en sintonía con los

objetivos pedagógicos y los valores naturales que se pretendía divulgar y valorizar. En una primera fase se



Figura 5.1.9 Aspecto general de la tierra utilizada como capa superficial (1); trabajos de esparcimiento sobre el terreno (2) (fotos: Ana Mendes).



Figura 5.1.10 Detalle del sistema de marcado por colores para la identificación de las especies (1) y aspecto del hoyo de plantación (2) (foto: Ana Mendes).



Figura 5.1.11 Secuencia general de los trabajos de plantación (foto: Ana Mendes).

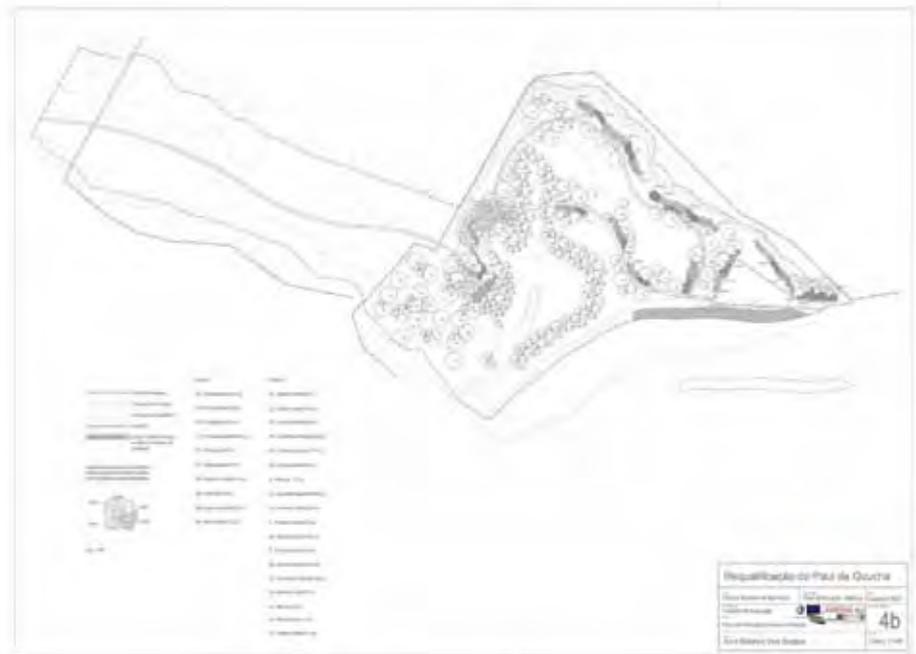


Figura 5.1.12 Plano de plantación de árboles y arbustos.

definieron los objetivos generales, así como el tipo de comportamientos que se deseaba provocar o evocar en el público objetivo con las actividades propuestas:

a) Inspirar y motivar a las personas a que participen activamente en la conservación del *Paul da Goucha* y del medioambiente en general:

- Dejar de utilizar el paúl como depósito de escombros.
- Abandonar las prácticas de caza ilegal.
- Regular la pesca.
- Informar a los pescadores sobre las especies piscícolas de mayor interés para su conservación
- Dejar de utilizar los cursos de agua que fluyen al paúl como vertederos de aguas residuales.
- Sensibilizar sobre el impacto negativo que tiene la utilización excesiva de fertilizantes y pesticidas en el medioambiente.
- Comprender el complicado y caro proceso de tratamiento de aguas contaminadas para hacerlas potables nuevamente.
- Respetar la naturaleza (no saquear nidos; informar sobre el saqueo pasivo; no matar serpientes, lagartos y ranas).

b) Mantener al público informado sobre la gestión realizada en el *Paul da Goucha*:

- Divulgar la importancia del *Paul da Goucha* en el contexto europeo.
- Divulgar las especies de flora y fauna existentes.

c) Promover la implicación de la población en la conservación del paúl.

d) Promover un entendimiento y un equilibrio entre las personas y la naturaleza que beneficie a todos, es decir, promover el desarrollo sostenible.

e) Invitar a los visitantes a contribuir con acciones de divulgación, por ejemplo, mediante exposiciones temáticas o debates.

f) Desarrollar acciones de carácter ambiental promovidas por el sector privado o por ONG's.

Algunos de los objetivos propuestos fueron puestos en práctica con el trazado de varias sendas a lo largo del área de intervención. A cada recorrido se le dio

el nombre de un ave, el cual estaba asociado a un mensaje de educación ambiental. Se definieron los siguientes recorridos:

- Senda de las golondrinas/bisbitas, que pretende ilustrar sobre las migraciones de aves y la importancia de la protección de los hábitats naturales. Las especies presentes en este recorrido cambian durante el año, se encuentran golondrinas durante la primavera/verano y bisbitas durante el otoño invierno.
- Senda del martín pescador, en la que se muestra el proyecto de recuperación de hábitats realizado en el *Paul da Goucha* y las especies que se pueden encontrar en él.
- Senda de las garzas, en la que se trata la importancia del agua y sus efectos sobre la vegetación y la vida animal.

El lenguaje utilizado se adecuó al público objetivo previamente definido, siendo elegida la población estudiantil como el grupo en el que el impacto respecto a la conservación del *Paul da Goucha* a corto, medio y largo plazo puede ser mayor. La tarea de definir los canales de difusión más adecuados para atraer la atención visual de los visitantes del *Paul da Goucha* se asignó a un equipo de diseñadores gráficos (figura 5.1.13).

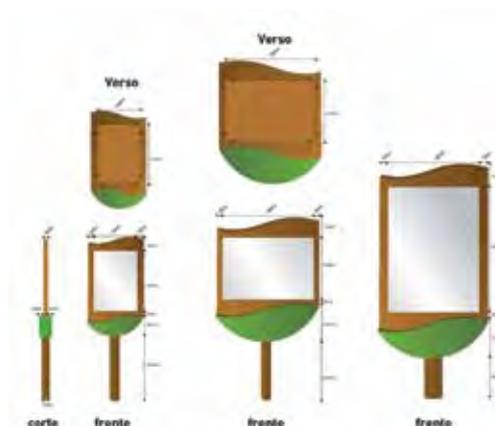


Figura 5.1.13 Diseño de los paneles informativos creados para el *Paul da Goucha*.

Los observatorios fueron colocados en sitios estratégicos con el fin de posibilitar una visibilidad total del área y al mismo tiempo no perturbar a las aves. Los observatorios fueron equipados con

dispositivos de acceso para sillas de ruedas. En la figura 5.1.14 se puede observar el plano de las sendas de interpretación, así como los sitios elegidos para la instalación de los observatorios.



Figura 5.1.14 Esquema general de las sendas de interpretación y de los observatorios.

Visitas de educación ambiental

Para que las actividades que se pretenden desarrollar en el paúl no se agotasen tras una única visita, se pensó en un conjunto de actividades para ser hechas por los visitantes a lo largo de un año. Se procuró integrar las visitas en los contenidos de los programas curriculares nacionales de varias disciplinas. En este contexto se crearon las siguientes actividades pedagógicas:

- Jornada del agua.
- Vamos a conocer las aves del *Paul da Goucha*.
- Teatro pedagógico "El Guarda-Ríos".
- Vamos a descubrir las pozas del paúl.
- Tengo una casita así, así...
- Sendas de interpretación (con y sin visita guiada).
- El predador y la presa.
- Vamos a proteger los árboles.
- Canta como el Ripi.



Figura 5.1.15 (1) Mochila pedagógica diseñada para las actividades: "Vamos a conocer las aves del Paul da Goucha", "Vamos a descubrir las pozas del paúl", "Vamos a proteger los árboles", entre otras; (2) carpeta para la colocación de los trabajos hechos durante la visita; (3) folletos creados específicamente para la actividad "Vamos a descubrir las pozas del paúl".



Figura 5.1.16 Juego pedagógico de seguimiento para niños de más de 7 años.

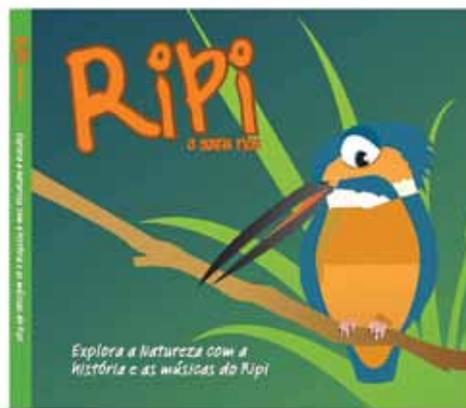


Figura 5.1.17 CD de seguimiento de las actividades; incluye la música de la obra de teatro educativa.



Figura 5.1.18 Teatro pedagógico "el Guarda-Rios" (foto: Ana Mendes).



Figura 5.1.19 Paneles de divulgación para utilizar en las ferias de educación ambiental, de agricultura y de gestión de los espacios naturales

Para cada una de estas actividades se crearon acciones de seguimiento, es decir, actividades que pueden ser realizadas por los visitantes fuera del espacio y que pretenden motivar al público a volver para descubrir más sobre el espacio natural visitado. En las figuras 5.1.15, 5.1.16 y 5.1.17 se puede ver algunos de los materiales pedagógicos creados, tanto para las actividades en el sitio, como para las acciones de seguimiento.

Con el fin de captar público para desarrollar las actividades en el paúl, se instaló un puesto de información con algunos mensajes del proyecto

Ripidurable (figura 5.1.19), procurando despertar el deseo de visitar el sitio en la población. Se esperaba que este proyecto iniciara el proceso de captación de público para las visitas al sitio y que, de este modo, se pudiera sensibilizar a la población sobre la importancia de respetar el funcionamiento de los ríos, permitiendo el equilibrio sostenible entre la naturaleza y las necesidades humanas. Específicamente, se pretende alertar sobre la importancia de la vegetación de ribera en la mejora de la calidad del agua, en la mitigación de los daños por avenidas y en su papel como filtrante de contaminantes.

Resultados

Recuperación de hábitats

Sólo fue posible obtener un desnivel del fondo de la poza del 14 % (0,7m de profundidad en 5 m de extensión) y no del 7 % (1 m de profundidad en 15 m de extensión) como estaba previsto, siguiendo a Andrews y Kinsman (1990). Este cambio debió hacerse por las características de la maquinaria utilizada y por las fuertes pendientes por debajo de la superficie del agua (5 m de profundidad en vertical), representando un riesgo muy alto para el operario, como se puede observar en la figura 5.1.20.

El reperfilado del talud terrestre fue mucho más simple de ejecutar, pudiéndose respetar los planes aprobados. También se hicieron movimientos de

tierras en algunas zonas dirigidos a controlar el drenaje superficial y la erosión.

A medida que los trabajos iban avanzando, fue necesario introducir algunas mejoras al plan original, en relación con las medidas de recuperación de hábitats. Las alteraciones más destacables fueron:

- 1) La creación de una poza artificial para: (a) crear un hábitat para anfibios, libélulas, caballitos del diablo y otros invertebrados y (b) poder ofrecer actividades de educación ambiental relacionadas con la identificación de macroinvertebrados.



Figura 5.1.20 Aspecto final del desarrollo de los trabajos (1 y 2) y problemas de hundimiento de la maquinaria, debido a la alta pendiente del talud inmerso bajo el agua (3) (fotos: Ana Mendes).

- 2) No se llevó a cabo el reperfilado de la isla en la poza principal, a pesar de estar contemplado en el plano inicial.
- 3) El reperfilado del margen sureste de la poza principal se efectuó empleando técnicas de bioingeniería.
- 4) Se reperfiló todo el talud del lado este, al constatar que las tortugas de agua dulce utilizan este sitio como asoleaderos).

posibilidad de utilizar las tierras de la excavación para conectar la isla y poder llegar hasta ella con la maquinaria. La corrección de la elevación pudo llevarse a cabo y sus efectos sobre la creación de hábitat para las aves fue muy positivo, al ofrecerles un sitio protegido para refugiarse y nidificar (figura 5.1.22).

Uno de los aspectos más delicados en este tipo de obras es la época en la que se realizan los trabajos con maquinaria, que debe ser aquella temporada en la



Figura 5.1.21 Secuencia de los trabajos de creación de la poza artificial como hábitat para anfibios, insectos y macroinvertebrados (fotos: Ana Mendes).

La poza artificial para actividades de educación ambiental se incluyó en el proyecto para aprovechar un afloramiento de agua que surgió cuando se iniciaron los movimientos de tierras. La presencia de un nivel freático elevado en la zona permitió crear esta poza fácilmente, efectuando una pequeña excavación (figura 5.1.21).

La isla de la poza principal presentaba una gran elevación que necesitaba ser corregida para favorecer el desarrollo de la vegetación típica del sitio. Esta corrección no fue incluida en el plan de ejecución debido a ajustes en el presupuesto. Sin embargo, cuando se iniciaron los trabajos se consideró la

que se cause menos impacto sobre las aves (agosto-septiembre). En este proyecto, debido a atrasos en el proceso adjudicación y contratación, los trabajos con máquinas, se tuvieron que llevar a cabo en la época más sensible para la nidificación (abril-mayo). Sin embargo, teniendo en consideración que este sitio había estado durante mucho tiempo cubierto por escombros y sometido a una presión constante debido a la extracción de áridos, se consideró que el impacto en esta primera fase sería asumible.

La idea de reperfilar el margen sureste de la poza principal surgió tras el curso de bioingeniería realizado por el socio valenciano CIEF en el río Tuéjar.



Figura 5.1.22 Secuencia de la intervención en la isla de la poza principal: aspecto inicial (1), inicio de los trabajos (2), finalización (3) y estado después de 6 meses (4) (fotos: Ana Mendes).

La iniciativa fue discutida con los profesores del mismo tras conocer el estado de avance de las obras de recalificación en el *Paul da Goucha*.

Esta acción tuvo como mejora la creación de un área acuática más abierta y un nuevo perfil mediante la aplicación de dos técnicas. Así, aprovechando la disponibilidad de tierras, éstas fueron utilizadas para disminuir la profundidad de la orilla de la poza. Por otro lado, se optó por excavar el talud de la orilla para crear una zona poco profunda de mayor superficie (figura 5.1.23).

También se sugirió la aplicación de algunas técnicas de bioingeniería para el mejoramiento de hábitats y del paisaje. En este sentido, se llevó a cabo un curso práctico de bioingeniería que cubrió tanto la

necesidad de introducción de algunas técnicas de bioingeniería en la obra como la de formación de los técnicos medioambientales en este campo.

En este curso se aplicaron las siguientes técnicas (figura 5.1.24 y 5.1.25):

- Entramado de madera tipo *krainer*.
- Trenzado vivo de sauces.
- Fajinas.
- Estera de ramaje.
- Biorrollos.

Se debe mencionar que la disminución de la pendiente y de la profundidad del agua favorecieron la proliferación de la especie exótica invasora milhoja acuática (*Myriophyllum aquaticum*). Para



Figura 5.1.23 Aspecto inicial de la orilla tras la intervención (1) y después de seis meses (2) (— trazado inicial de la orilla) (fotos: Ana Mendes).



Figura 5.1.24 Construcción del entramado de madera doble para contener el talud (1), cara frontal del entramado (2) brotación de las estacas de sauce del entramado (3) (fotos: Regina Carriço, 1, y André Fabião, 2 y 3).



Figura 5.1.25 Aspecto del trenzado vivo (1), las fajinas (2), la estera de ramaje (3) y el biorollo (4) (fotos: Regina Carriço, 1 y 2, y André Fabião, 2 y 3).



Figura 5.1.26 Proliferación de la vegetación en un inicio (1), después de 6 meses (2), un año (3) y dos años (4) (fotos: Ana Mendes)

Tabla 5.1.4 Porcentajes de supervivencia y de pérdidas en las plantaciones realizadas en el *Paul da Goucha* (por especie).

	Porcentajes por especie				
	Nº de plantas instaladas	Vivas	Muertas	Robadas	No encontradas
■ <i>Alnus glutinosa</i>	■ 51	■ 56,86	■ 31,37	■ 7,84	■ 3,92
■ <i>Arbutus unedo</i>	■ 36	■ 52,78	■ 19,44	■ 16,67	■ 11,11
■ <i>Celtis australis</i>	■ 43	■ 95,35	■ 2,33	■ 0,00	■ 2,33
■ <i>Frangula alnus</i>	■ 23	■ 60,87	■ 13,04	■ 0,00	■ 26,09
■ <i>Fraxinus angustifolia</i>	■ 71	■ 70,42	■ 5,63	■ 1,41	■ 22,54
■ <i>Pinus pinea</i>	■ 37	■ 75,68	■ 18,92	■ 0,00	■ 5,41
■ <i>Populus nigra</i>	■ 80	■ 53,75	■ 18,75	■ 22,50	■ 5,00
■ <i>Quercus suber</i>	■ 22	■ 81,82	■ 18,18	■ 0,00	■ 0,00
■ <i>Salix alba</i>	■ 72	■ 63,89	■ 19,44	■ 8,33	■ 8,33
■ <i>Salix atrocinerea</i>	■ 64	■ 59,38	■ 4,69	■ 4,69	■ 31,25
■ <i>Salix salvifolia</i>	■ 51	■ 76,47	■ 9,80	■ 0,00	■ 13,73
■ <i>Tamarix africana</i>	■ 25	■ 100,00	■ 0,00	■ 0,00	■ 0,00
■ Total	■ 575	■ 390	■ 79	■ 38	■ 68
■ Total en %	■ 100,00	■ 67,83	■ 13,74	■ 6,61	■ 11,83



Figura 5.1.27 Ejemplos de una planta de *Salix alba* muerta (1), de un individuo de *Arbutus unedo* en buen estado (2) y señales de vandalismo (3) (fotos: Ana Mendes).

controlar esta especie es necesaria la aplicación de una limpieza mecánica e intentar crear las condiciones para que la vegetación autóctona colonice todo el espacio.

Un año después de la intervención se pudo observar que la vegetación nativa colonizó el espacio de forma espontánea. Después de dos años se pudo ver, ya de forma muy clara, la gran diversidad de especies que han colonizado este espacio, siendo digno de mencionar el desencadenamiento de los procesos de sucesión de la vegetación (figura 5.1.26).

Paralelamente, se observó una rápida colonización por parte de garzas reales (*Ardea cinerea*), ánades reales (*Anas platyrhynchos*), gallinetas de agua (*Gallinula chloropus*) y, en la orilla este, chorlitejos chicos (*Charadrius dubius*). Las primeras especies son bastante comunes y más tolerantes a la presencia humana, por lo que no es de extrañar este hecho, ya que las condiciones ecológicas del sitio propiciaron el desarrollo de sitios adecuados para su alimentación. El chorlitejo chico, en cambio, es una especie pionera que tenderá a desaparecer del sitio a medida que la ribera se vaya cubriendo de vegetación.

Plantación de especies autóctonas para la recuperación del bosque de ribera

Se plantaron alrededor de 575 plantones (tabla 5.1.4). La evaluación tras el primer verano reveló que la tasa de supervivencia global rondaba el 68 %. Sin embargo, visto que el porcentaje de marras confirmadas fue de apenas un 14 %, la tasa de supervivencia real pudo haber sido superior. Un aspecto que no fue tenido en cuenta al inicio del proyecto fue el vandalismo y el robo de plantas, que significó una pérdida aproximada de un 7 % del total de las plantas. Es interesante señalar que las especies preferidas fueron el chopo (*Populus nigra*) y el madroño (*Arbutus unedo*).

Los sitios donde se registraron mayores robos de plantas fueron aquéllos en donde éstas se encontraban más visibles y/o accesibles. Esto se pudo verificar gracias a las estacas utilizadas al plantar. En relación con los ejemplares no encontrados, se debe decir que el movimiento de tierras propició el rápido

desarrollo de la vegetación de ribera pionera, lo que dificultó los trabajos de evaluación de la plantación (figura 5.1.28). En esta categoría es posible que se incluyan también los ejemplares muertos, robados, escondidos por la vegetación, enterrados, etc...

Como ya se ha mencionado, los movimientos de tierras potenciaron la recolonización natural del área, destacando el hecho de que se contabilizaron 64 ejemplares de árboles (*Populus* spp. y *Salix* spp.) de regeneración natural, lo cual es un indicador muy positivo del alcance de los objetivos planteados.

En relación con las especies invasoras, se debe mencionar que, a pesar de que las cañas fueron eliminadas dos años antes, éstas han vuelto a rebrotar, lo que hará necesario trabajos de mantenimiento para controlar esta especie invasora.



Figura 5.1.28 Aspecto de las dificultades de realizar el inventario de plantas supervivientes en algunos sitios (1), vigor de algunos de los árboles plantados (2) y colonización masiva de *Arundo donax* (3) (fotos: Ana Mendes).



Figura 5.1.29 Ejemplos de algunas de las actividades de educación ambiental desarrolladas: "Jornada del agua" (1), "Vamos a conocer las aves del paúl" (2), "Vamos a descubrir las pozas del paúl" (3) y "Las tortugas de agua dulce" (4) (fotos: Ana Mendes, 1 a 4, y Regina Carriço, 5 y 6).

Funcionamiento del complejo de interpretación ambiental del Paul da Goucha

A lo largo del proyecto, se realizaron varias visitas de educación ambiental con las escuelas del municipio (figura 5.1.29). En total se llevaron a cabo 6 visitas, en las que participaron aproximadamente 159 alumnos. Las visitas sirvieron fundamentalmente para probar los métodos de interacción con el público, así como el alcance de los objetivos planteados al final de cada visita.

Uno de los aspectos más importantes que hay que tener en cuenta es la proporción de monitores por alumno, que debe de ser de 1 educador para cada 25 niños, apoyado por 1 auxiliar para cada 5 niños, y así poder garantizar la calidad de las visitas y lograr que los niños adquieran los conocimientos planteados. Es aconsejable llevar a cabo reuniones previas con los profesores que acompañan a los niños con el fin de integrarlos en las actividades que van a tener lugar.

Consideraciones finales

El proyecto Ripidurable pretendía desarrollar en Alpiarça un proyecto modelo de recuperación de hábitats mediante la rehabilitación de una parte del *Paul da Goucha*, cuyos impactos negativos resultantes de la extracción de áridos favorecían el aumento de la contaminación en la escala local.

Algunas contrariedades de orden financiero y retrasos debidos a la dificultad de ejecución y falta de experiencia, por ser una iniciativa pionera en la región, hicieron necesario modificar el cronograma establecido. No obstante, cabe destacar que un proyecto de este tipo exige constantes adaptaciones a las condiciones que van surgiendo en el terreno.

En la actualidad, a pesar de que aún no se ha plantado una parte de las plantas previstas y llevado a cabo

las instalaciones de interpretación, es necesario asumir que el espacio recuperado deberá cumplir un papel como vehículo de educación ambiental para la población local, de manera que se introduzcan cambios en su comportamiento y se comprenda la importancia del río y de la vegetación en el ciclo natural del agua.

La administración local pretende continuar con la iniciativa de catalogar el *Paul da Goucha* como paisaje protegido de importancia regional, debido a sus valores naturales y, al mismo tiempo, continuar con los trabajos de rehabilitación ambiental que se iniciaron con este proyecto, y que tardarán, seguramente, algunos años más en ser concretados.

Bibliografía

Andrews J, Kinsman D (1990) Gravel Pit Restoration for Wildlife - A Practical Manual. RPSB. Bedfordshire.

Cabral MJ, Almeida J, Almeida PR, Delinger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AI, Rogado L, Santos-Reis M (2006) Livro vermelho dos vertebrados de Portugal 2ª Edição, Instituto da Conservação da Natureza/Assírio e Alvim. Lisboa.

Câmara Municipal de Alpiarça, CMA (1994) Plano Director Municipal

CONSMAGA (2002) Geólogos e Engenheiros Consultores Lda - "Projecto de exploração experimental de turfa do depósito mineral da Goucha - Alpiarça" . Lisboa, Technical report produced to Sociedade Agrícola da Goucha e Atela, S.A.

Agradecimientos

António Albuquerque, João Oliveira, Jorge Gonçalves, José Maria Santos, Patrícia Rodríguez-Gonzalez,

Paulo Barreiros y Sérgio Marques.

Introducción

El creciente reconocimiento de las áreas de ribera como zonas de alta diversidad biológica y de su importante papel como proveedores de múltiples servicios medioambientales es la causa principal de que el interés público por conservar y restaurar este tipo de ecosistemas vaya en aumento. Por otro lado, a pesar de ser cada vez más conscientes de los límites de la sostenibilidad de los recursos naturales, los seres humanos continuamos llevando a cabo prácticas que alteran negativamente el medioambiente y que revierten sobre nosotros mismos. La extracción y derivación excesiva de agua, la sustitución de la franja ripícola por cultivos y pastizales o la contaminación de los acuíferos con nutrientes provenientes de la agricultura y la ganadería son algunos de los impactos que alteran la estructura física de los ecosistemas fluviales y facilitan la proliferación de especies invasoras en detrimento de la vegetación nativa, resultando en una pérdida de los valores naturales de los ríos.

Con estas preocupaciones en mente, el Consejo Municipal de Montemor-o-Novo (CMMN), mediante su participación en el proyecto RIPIDURABLE (INTERREG IIIC), emprendió una serie de acciones

desde el año 2005 con el fin de restaurar y mejorar dos tramos fluviales; el primero se sitúa en el arroyo Gandum y el segundo en el curso de agua principal, el río Almansor.

La situación previa era compleja, ya que el área de intervención estaba muy alterada, quedando muy lejos de la calidad ambiental que se podría esperar de este tipo de curso de agua: los tramos estaban muy degradados, carecían de estructura y exhibían problemas de caudales.

Siendo conscientes de que los ríos estaban extremadamente degradados y que sus funciones (biofísicas, de paisaje, socioeconómicas e hidráulicas) estaban afectadas, resultando en una pérdida y degradación de hábitats (así como de otros valores naturales), el CMMN propuso restaurarlos y mejorarlos iniciando un proyecto piloto de rehabilitación ecológica. El objetivo era recuperar la funcionalidad del río y proporcionar los medios para incrementar la biodiversidad asociada, rehabilitando la galería ripícola con la intención de crear condiciones sostenibles que satisficieran y aunaran las demandas sociales y ecológicas.

Objetivos de la intervención

Con la finalidad de recuperar algunas de las bondades ecológicas existentes anteriormente en los ríos Gandum y Almansor, el objetivo principal del CMMN era devolverles su equilibrio natural. La limpieza de los márgenes y del cauce, seguida de la reintroducción de especies de ribera que estructuran los hábitats existentes, fueron algunas de las iniciativas en esta difícil tarea realizada por el CMMN como parte del proyecto RIPIDURABLE. Los objetivos del CMMN eran:

- Promover la mejora y el uso sostenible de la galería ripícola degradada, dando lugar a

una diversificación de usos y promoviendo su conservación medioambiental.

- Mejorar el conocimiento de las características naturales de las galerías ripícolas locales, incluyendo su uso como corredores ecológicos y su interacción con otros elementos de la flora y fauna locales.
- Identificar soluciones y métodos técnicos para la restauración y la promoción de las galerías ripícolas locales, y divulgar los resultados a otras partes interesadas.

- Volver a los usos ancestrales de la galería ripícola, incluyendo la promoción de formas sostenibles de turismo y actividades con una base educativa, promoviendo así el desarrollo rural.
- Aumentar la concienciación de los propietarios de tierras en lo referente al mantenimiento y a la conservación de estas áreas.
- Apoyar otras iniciativas futuras.

Caracterización general de los tramos a restaurar

Situado al Sudoeste de la ciudad de Montemor-o-Novo, en el área de Monfurado, el Gandum mide aproximadamente 5 km de largo, su cuenca cubre aproximadamente 536 ha y es un afluente importante del río Almansor. El riachuelo nace en un área de dehesa (*montado*), con una diferencia de altitud desde su nacimiento a su desembocadura de 172 m. El estudio hidrológico reveló valores anuales de precipitación y escorrentía de 700 y de 220 mm respectivamente, con un caudal de corriente media diaria de 0,037 m³/s (Flebbe, 2002).

El tramo a restaurar, comenzando en la confluencia con el río Almansor y finalizando junto a los caminos que pasan por las granjas de Reguengo y "Courela de João Pais" tiene aproximadamente 2.800 m de largo.

Fluye a través de 17 propiedades, 14 de las cuales pertenecen a propietarios privados, lo que dificultó enormemente la gestión de este proceso. En estudios anteriores, realizados por la Dirección Regional para el Medioambiente y el Territorio, el río fue clasificado como extremadamente degradado en lo referente a su estructura natural y a la función de diversas características.

A pesar del estado extremadamente lamentable del río, resultado, sobre todo, de vertidos al cauce de purines y estiércol provenientes de las granjas de cerdos, todavía era posible encontrar, en secciones con caudal permanente, pequeñas pozas de alto valor ecológico.



Figura 5.2.1 La cuenca del Gandum



Figura 5.2.2 Predominio de plantas invasoras en el Gandum (foto: Filipa Pais).

Se observó también que la vegetación de ribera asociada mostraba un empobrecimiento florístico drástico, ejemplificado por la ausencia de una franja arbórea continua y por una escasez general de plantas herbáceas. Sin embargo, se podían encontrar en el área algunos pies adultos representativos de los dos tipos de hábitat que tienden a darse alternativamente a lo largo de estos tipos de ríos, es decir, los hábitats prioritarios 91E0, "Bosques aluviales de *Alnus* y *Fraxinus*", y 91B0, "Fresnedas termófilas de *Fraxinus angustifolia*" (ICN, 2006a y 2006b), y proporcionaron

una indicación muy valiosa de cómo debía restaurarse el río (para una descripción más exhaustiva de estos tipos de vegetación vea los capítulos 2.1.1 y 2.1.2).

Durante las prospecciones hechas durante el verano de 2005, se localizaron grandes rodales ocupados por densos cañares (*Arundo donax*) y zarzales (*Rubus* spp.). La proliferación de estas especies suele asociarse a sitios degradados y ricos en nitrógeno. El área ocupada por el cañar era la más extensa, alcanzando una longitud total de 1.700 m.

Caracterización general de la intervención

Las acciones de restauración, divididas en 3 fases, comenzaron en 2004 conjuntamente con el inicio del proyecto RIPIDURABLE. El objetivo de la primera fase era la caracterización y comprensión *in situ* del río y la elaboración de mapas para apoyar las medidas de restauración. Esta fase tuvo lugar durante el verano de 2004, cuando se realizó el trabajo de campo a lo largo de todo el tramo. Al mismo tiempo, dado que iba a ser necesario obtener el consentimiento de los propietarios de los terrenos para realizar el trabajo a lo largo del Gandum, se llevaron a cabo una serie de contactos con los dueños y los arrendatarios de la tierra con el fin de obtener su autorización. En la mayoría de los casos, este proceso resultó ser largo y difícil, puesto que la intervención propuesta por el CMMN fue vista por muchos con suspicacia y reticencia. Se llevó a cabo un contacto personal con los propietarios y se organizaron sesiones

informativas. Solamente 11 de los 14 propietarios dieron su autorización para que se procediera con las acciones de restauración; los 3 propietarios restantes indicaron que las realizarían por cuenta propia. Con el fin de lograr los objetivos propuestos, el CMMN decidió restaurar un tramo de aproximadamente 800 m del río Almansor situado entre la confluencia con el Gandum y el molino Ananil. El CMMN no necesitó autorización para realizar medidas de restauración en esta zona, debido a que se encuentra dentro del perímetro urbano.

Con todos los estudios y autorizaciones necesarios, el CMMN solicitó una licencia para realizar los trabajos a la Comisión Regional de Coordinación y Desarrollo del Alentejo, de acuerdo con la ley 46/94 del 22 de febrero de 1994.

La segunda fase se inició con el trabajo de restauración. Se concluyeron todos los requisitos legales referentes a la preparación y ejecución de la convocatoria pública para llevar a cabo el trabajo y se comenzó a trabajar durante la primera mitad de 2006. El trabajo de restauración estaba dividido en tres etapas: limpieza, plantación e instalación de infraestructura urbana. La limpieza de los ríos Gandum y Almansor fue realizada manualmente utilizando herramientas adecuadas, tales como segadoras, motosierras, desbrozadoras y maquinaria similar. El trabajo contratado incluía:

- El corte y la retirada del material vegetal: realizado hasta un máximo de 10 m para cada margen; incluía el desbroce de vegetación (hierbas y arbustos) con el objetivo de mantener las raíces intactas, asegurando así la estabilidad del talud, el cual estaba degradado debido a los vertidos de las granjas de cerdo. Allí donde fue necesario se retiraron ramas secas y muertas o aquéllas que impedían el paso de la corriente.
- Desobstrucción del cauce: este trabajo implicó eliminar material vegetal vivo o muerto que impedía o afectaba a la corriente. También se

retiró basura doméstica, neumáticos y algunas rocas grandes.

- Uso de herbicidas: el CMMN aplicó herbicidas en áreas seleccionadas para controlar el crecimiento de *Arundo donax* y de *Rubus ulmifolius*. Esta opción fue sopesada cuidadosamente, y la decisión se basó en estudios realizados por Leal *et al.* (en Morgado, 2001) que demuestran que el control químico de plagas proporciona resultados muy satisfactorios comparados con los métodos de control mecánicos. La opinión de los especialistas en esta área que visitaron la zona, en el marco del proyecto, confirmó que el control químico resultaba la opción más viable.

Una vez concluidas las operaciones de limpieza, se iniciaron los trabajos de plantación. Estas operaciones abarcaron la segunda etapa de la segunda fase del proyecto y fueron realizadas por el CMMN. En primer lugar, se marcaron con estacas los sitios que ocuparían los diferentes árboles, usando un código preestablecido de colores. El equipo del CMMN plantó, entonces, las especies correspondientes, asegurándose de que quedaran bien protegidas, particularmente, del ganado que estaba presente en



Figura 5.2.3 Ejemplos del trabajo de restauración contratado realizado a lo largo de los dos tramos (el afluente Gandum y el río Almansor) (foto: Filipa Pais).



Figura 5.2.4 Trabajos realizados durante las plantaciones (foto: Filipa Pais).



Figura 5.2.5 Mobiliario al aire libre a lo largo del río Almansor (foto: Filipa Pais).

la mayor parte de las propiedades colindantes. Esta protección se realizó usando tres métodos: cercando toda el área y empleando protectores individuales de tubo y de malla de acero. Este trabajo fue realizado en el marco de otra iniciativa ya en curso en el municipio, el proyecto GAPS (*Gestão Activa e Participada do Sítio de Monfurado*) co-financiado por la Comisión Europea (programa LIFE).

Las plantas reintroducidas en los ríos Gandum y Almansor provenían del vivero del CMMN y se obtuvieron de semillas y estaquillas procedentes de poblaciones locales. Las especies plantadas fueron *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Populus alba* y *Salix salvifolia*.

Los residuos vegetales fueron depositados temporalmente en tierras adyacentes, después fueron triturados y trasladados al vivero municipal donde fueron procesados en el centro de compostaje.

La tercera y última etapa de la segunda fase, la instalación de infraestructura urbana a lo largo de los márgenes, sufrió algunas alteraciones en relación con la idea inicial. No fue posible realizar la instalación

prevista de bancos y paneles de información a lo largo del Gandum, debido a la denegación de la autorización por parte de los propietarios de tierras colindantes, que alegaron que la presencia de ganado (principalmente ovejas) en el área era incompatible con la de viandantes. La atención del proyecto volvió de nuevo hacia el Almansor, con el fin de crear una senda verde y un área recreativa. El mobiliario al aire libre colocado allí fue instalado por la autoridad a cargo del río Almansor.

La tercera fase, con la que se finalizarían los trabajos, fue, de alguna manera, similar a la fase precedente, ya que se procedió a la limpieza, desbroce y aplicación de herbicidas para la eliminación del cañal y las zarzas, aunque esta vez a menor escala. Si bien el uso de herbicidas es más eficaz un poco después del corte de las cañas y las zarzas, no se procedió a su aplicación inmediata por la presencia de corderos sin destetar en los alrededores en el momento de la limpieza. A pesar de la baja toxicidad del herbicida utilizado, el CMMN prefirió esperar hasta que los corderos fueran destetados para evitar cualquier riesgo de intoxicación.



Figura 5.2.6 Excursiones reales y virtuales promocionan el trabajo realizado bajo el auspicio del proyecto RIPIDURABLE (foto: Filipa Pais).

Otras actividades de divulgación

Junto al trabajo realizado en los tramos del Gandum y del Almansor, desde el principio del proyecto, el CMMN se preocupó especialmente por aumentar la concienciación pública respecto de las operaciones que se estaban realizando e informó, no sólo a los propietarios implicados directamente en el proceso, sino también al público en general, en lo referente a sus deberes y obligaciones en la gestión de estas áreas fluviales. Como resultado, el CMMN organizó excursiones y sesiones de información pública. Además, tomando como tema central la Feria de la

Luz 2006, un acontecimiento clave para promocionar y promover actividades económicas, culturales y de ocio relacionadas con el medioambiente y las actividades de la División de Servicios Medioambientales y Urbanos, que es responsable de la gestión diaria del proyecto, los 4500 participantes de este acontecimiento tuvieron la oportunidad de realizar un paseo virtual en bici en torno al Gandum, recorriendo las mejores y más hermosas facetas de su flora y fauna.

Consideraciones finales

A pesar de que el plan original incluía la restauración de la totalidad del Gandum (aproximadamente 5 km), debido al presupuesto aprobado y al deseo del Ayuntamiento de realizar un proyecto de calidad, rápidamente resultó obvio que el área destinada a la intervención tendría que ser reducida. Con estas limitaciones en mente se decidió restaurar el tramo de aguas abajo del río, una franja de aproximadamente 2.800 m de longitud cerca de la ciudad de Montemor-o-Novo y la confluencia con el río Almansor.

A través del trabajo de campo y del contacto con los propietarios de las tierras, proceso lento y difícil que en ocasiones afectó al calendario de trabajo del proyecto, el CMMN consiguió realizar operaciones de restauración no sólo en la corriente del Gandum sino también en el río Almansor, ya que algunos propietarios negaron su permiso en el Gandum. Sin embargo, se puede extraer una consecuencia positiva en el hecho de que algunos de los propietarios de

tierras que se opusieron inicialmente a las operaciones de restauración, posteriormente manifestaron su interés en participar en futuras acciones de esta naturaleza.

Aunque el mobiliario al aire libre está ya instalado a lo largo de los márgenes del Almansor (no en el Gandum por las razones mencionadas anteriormente), será necesario acondicionar un área destinada al uso público y una senda.

En un futuro próximo, el Consejo se propone continuar el trabajo ya comenzado. La restauración y mejora del Almansor serán realizados en breve, no sólo porque está situado en una zona urbana, lo que facilita el proceso (el CMMN no necesita el permiso de los propietarios para realizar el trabajo), sino también, porque el CMMN desea restaurar la dignidad y el respeto que este río tenía en el pasado.

Bibliografia

Flebbe E (2002) Análise e Caracterização da Rede Hidrográfica do Sítio de Monfurado. Trabalho apresentado para conclusão da Licenciatura em Engenharia Biofísica. Universidade de Évora. Évora

Fialho S (2005) Sítio de Monfurado: Guia de Habitats Naturais e de Espécies de Flora. Ministério das Cidades Administração Local, Habitação e Desenvolvimento Regional – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo. Évora

Instituto da Conservação da Natureza (ICN) 2006a Ficha do habitat 91B0 Freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia*. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. ICN. Lisboa (<http://www.icn.pt/psrn2000/>)

Instituto da Conservação da Natureza (ICN) 2006b Ficha do habitat 91E0* Florestas aluviais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*). Plano Sectorial da Rede Natura 2000. ICN. Lisboa (<http://www.icn.pt/psrn2000/>)

Morgado K (2001) Manutenção dos cursos de água. Proposta de manutenção e recuperação da Ribeira de Coalhos. Trabalho de Fim de Curso em Arquitectura Paisagista. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa

Menezes M (2002) A Flora e Vegetação da Serra de Monfurado – A Fitosociologia aplicada à Engenharia Biofísica. Dissertação de doutoramento no ramo de Engenharia Biofísica, apresentada à Universidade de Évora. Évora

Pereira AH (2001) "Guia de Requalificação e Limpeza de Linhas de Água". Instituto da Água. Direcção de Serviços de Utilizações do Domínio Hídrico. Divisão de Estudos e Avaliação. Lisboa

Introducción

Amvrakikos es un futuro Parque Nacional en la costa oeste de Grecia. Esta área tiene una historia turbulenta de desafíos y problemas en relación con la conservación de la naturaleza. En este documento se revisan su historia reciente, los enfoques estratégicos de ordenación del territorio y los problemas actuales, especialmente los relacionados con la restauración de la vegetación dentro y en los alrededores de un importante relicto de bosque de ribera, el Bosque Agios Varnavas. Además, se describen de manera más detallada las iniciativas de restauración a pequeña escala llevadas a cabo en el borde oeste del parque en proyecto, en el tramo más bajo del corredor fluvial del Louros, en la Prefectura de Preveza. Las acciones de restauración a pequeña escala en el Agios Varnavas y sus alrededores representan un paso inicial en el marco de un proyecto piloto de restauración cuyo objetivo es promover un resultado de "reverdecimiento" a escala de paisaje para recuperar espacios para la vida silvestre y potenciar oportunidades recreativas y educativas para los habitantes de las comunidades locales. Este proyecto piloto no se centra solamente en el hábitat de Agios Varnavas, sino también en el amplio paisaje de la zona baja de la ribera oeste del río, que aquí llamaremos "Vega Oeste del Louros" (o, en griego: *Ditiki Pediada Plimiron Lourou*).

Amvrakikos es un humedal Ramsar de 236 km² que está en proceso de integrarse en un futuro Parque Nacional de 450 km². Se trata de un área de conservación sumamente amenazada por causas antrópicas; por la intensificación de la agricultura, la sobreexplotación y contaminación del agua, el desarrollo de la acuicultura, el aumento de la caza ilegal y otras alteraciones del hábitat. Desde 1990, Amvrakikos se ha incluido en el Registro de Montreux de la Convención Ramsar como un área donde se están produciendo "cambios negativos en las características ecológicas" y, por eso, "necesitan que se preste una atención prioritaria para su conservación" (Gerakis *et al.*, 1999). Uno de los principales problemas para la protección de la naturaleza en Amvrakikos es la falta de coordinación a la hora de afrontar las numerosas presiones antrópicas en un sistema humedal/ladera extenso y diverso. Aunque existe un órgano de gestión del Parque Nacional desde 2003, el Estado griego ha hecho muy pocos esfuerzos en la promoción y coordinación de las acciones de conservación. Como resultado de este estado de abandono, algunas zonas del área protegida y, especialmente, algunos tipos de hábitat, se ven afectados por presiones intensas; esto ocurre, en particular, en los humedales de agua dulce situados en la periferia de la zona agrícola semiacuática y en los vestigios de los bosques de ribera (Zogaris *et al.*, 2003).



Figura 5.3.1 Mapa del Golfo de Amvrakikos.

Breve historia de los bosques aluviales de Amvrakikos

Las dos cuencas fluviales mayores, Louros y Arachthos, dominan la estructura y el funcionamiento del sistema de humedales de Amvrakikos. Hasta finales de la década de los 40, las riberas de los ríos y las vegas húmedas del delta en la zona norte del golfo estaban cubiertas por extensos bosques. La supervivencia de estas áreas naturales se debe, en parte, a su posición en la antigua frontera que separó a Grecia y al Imperio Otomano hasta 1912. De hecho, el río Arachthos fue la frontera internacional entre estos dos Estados durante décadas. Después de los años 1920, el reasentamiento de los refugiados de la Guerra Greco-Turca en Asia Menor exigió la necesidad de desarrollar la agricultura. El Estado griego empezó a convertir las tierras bajas del delta en suelo cultivable. A pesar de la compleja geografía y de una hidrología muy dinámica, los diversos humedales de las tierras bajas y los bosques fueron desapareciendo lentamente después de la Segunda Guerra Mundial. Durante los años 1950 y principios de los 60 se construyeron diques y estaciones de bombeo y los antiguos humedales se transformaron en tierras cultivables y se repartieron entre los residentes locales (Arapis *et al.*, 2002).

A principios de los años 1960, se talaron los bosques de ribera más grandes del Louros. Las fotos aéreas militares obtenidas entre 1945 y 1960 muestran la existencia histórica de dos grandes bosques al este del pueblo de Louros, en los dos márgenes del río. El "Bosque Roubas" (localizado entre el puente Petra y el Castillo Rogi) cubría 200 hectáreas y era, quizás, el bosque de ribera continuo más grande del país en esa época (Kazoglou y Zogaris, 2003). El "Bosque Fraxias", que incorpora el hoy relicto Bosque Agios Varnavas y los manantiales de Skala, era menos denso y estaba más fragmentado, pero cubría, por lo menos, 150 ha, incluyendo formaciones lineales en las riberas del río Louros. Existían también otras zonas de bosque continuo en varios puntos de Amvrakikos: en la Marjal de Rodia en la desembocadura del Louros, a lo largo del tramo inferior del río Arachthos, en el lago Voukaria y en varias áreas del Delta del Arta. Gradualmente, los bosques se transformaron en rodales pequeños y aislados o estrechas franjas de matorral en forma de setos, que desaparecieron, en su mayoría, hacia los años 1970. Gracias a que la

mayor parte de la vega del Arta todavía mantiene una red extensiva de estos setos, sobreviven hoy en día algunos árboles higrófilos dispersos y unos pocos pequeños rodales de bosque ripícola (p. ej. en el tramo inferior del Arachthos, cerca de los pueblos de Aneza, Glykoriza e, incluso, cerca de la ubicación original del bosque Roubas, próximo al pueblo de Agios Spridon). La mayoría de los bosques relictos están fragmentados y degradados debido a la tala descontrolada, el pastoreo excesivo y la expansión de la agricultura, especialmente, por la plantación de cítricos. Alrededor de los años 1980, se estimaba que los bosques de ribera cubrían unas 250 ha en la zona norte del Golfo de Amvrakikos (Severin y Lösing, 1981). Hoy, esta cifra es, seguramente, más pequeña, aunque no se cuenta con datos precisos al no haberse llevado a cabo ningún inventario específico.

El cambio más prominente en los humedales del norte de Amvrakikos, consecuencia de la construcción de las presas del río Louros a finales de los años 1960, fue la salinización de la Marjal de Rodia y otros humedales costeros en los 1970 y los 1980. La Marjal de Rodia cubría más de 30 km² e incluía los brazos abandonados del Louros y los canales distributarios del delta, manteniendo una extensa área de saucedas. La construcción de los embalses del río Louros cortó el suministro de agua dulce y su circulación natural en esta zona húmeda ripícola, causando un incremento de la salinidad desde las marismas adyacentes que erradicó el bosque de ribera inundable. Con el tiempo, esto condujo, también, a la degradación de los cañaverales y de los hábitats de agua dulce léntica (Lawrie, 2002). Todavía existen sitios en medio de este cañaveral pantanoso cuyos nombres hacen referencia a las antiguas "sucedas" y "platanedas" o a los vastos lechos de nenúfares (Kazoglou y Zogaris, 2003). La degradación continuó con un cambio similar en el vecino río Arachthos. A principios de los 1980, se construyó una presa hidroeléctrica justo al norte de Arta, conteniendo así el Arachthos y alterando su régimen natural de caudales. La desaparición masiva de los tarayales a lo largo de los humedales costeros se ha atribuido al aumento de la salinización del suelo debido a los cambios hidrológicos. Estas transformaciones recientes a escala del paisaje acarrearán cambios ecológicos notables que muchos

de los habitantes locales más mayores recuerdan vívidamente.

Las transformaciones de los hábitats en el Amvrakikos por causas antrópicas han conducido al declive de la biodiversidad, a pesar de existir aún extensos vestigios de humedales. Estos efectos están mal documentados, pero sabemos que las poblaciones de algunas aves nidificantes asociadas a los bosques de

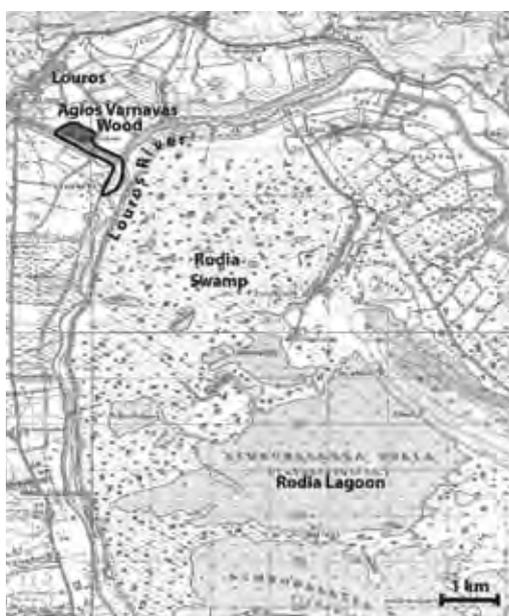


Figura 5.3.2 Mapa de la sección noroeste del Amvrakikos y de la Vega Oeste del Louros. Se ha delimitado el área donde se centraron los esfuerzos para la restauración en 2006-2007.

ribera y a los humedales han quedado erradicadas en su totalidad en los últimos 80 años (Handrinos y Akriotis, 1997; Zogaris, 2001). Se estima que las especies que una vez se reprodujeron en el área en el pasado eran: *Aquila heliaca*, *Phalacrocorax pymaeus*, *Ciconia nigra*, *Oxyoura leucocephala*, y *Phasianus colchicus* (Powys, 1860; Reiser, 1905). *Marmaronetta angustirostris* también fue erradicada del área, aunque existe una pequeña evidencia de que se reprodujera allí (Handrinos y Akriotis, 1997). Se conocen, al menos, dos especies de aves rapaces que, últimamente, han dejado de reproducirse en el delta: *Aquila pomarina* dejó de anidar en el delta en los 1980, aunque sobrevivió una pareja en las colinas arboladas del vecino Monte Zaloggo en 2002 (Zogaris *et al.*, 2003). *Haliaeetus albicilla* dejó de reproducirse en el área a finales de los 1980; ésta fue la última pareja al oeste de Grecia (Pergantis, 1989). Desde luego, esta escasa información, acerca de las aves que criaban en la zona, representa sólo una diminuta fracción de las modificaciones de la biodiversidad – las disminuciones importantes en peces, plantas de humedal y tipos de hábitats también se han atribuido a los drásticos cambios hidrológicos (Lawrie, 2002; Zogaris *et al.*, 2002; Theocharis *et al.*, 2004; Economou *et al.*, 2004). Algunas de estas especies se vieron afectadas, con certeza, por la degradación de los bosques de ribera, aunque la caza y captura (especialmente de aves grandes) probablemente actuó en sinergia con la pérdida de los hábitats para agudizar el declive de la biodiversidad.

Plan de restauración del área de estudio: bosque Agios Varnavas y “la Vega Oeste del Louros”

Las iniciativas de restauración descritas aquí conciernen al Bosque de Agios Varvavas y el área que lo rodea. Esta área está situada en una llanura que se encuentra a nivel del mar, aproximadamente a 10 km de la desembocadura del río en el Golfo de Amvrakikos. Esta área es especialmente interesante para la conservación, porque conserva vestigios de bosque de ribera singulares, algunos manantiales y las extensas llanuras de inundación del Louros; como ya se había dicho, esta zona se llama “Vega Oeste del Louros” debido a su localización en la ribera oeste del río, al lado del pueblo de Louros. En el pasado, esta área fue el objetivo de proyectos de canalización a gran escala y se aludía a ella en términos generales

como “Lamari”, parte de la zona se llama también “Fraxias”. El Bosque de Agios Varnavas es un pequeño vestigio de bosque de ribera que cubre unas 14 hectáreas de monte alto higrofílo cerca del centro de la vega. El Bosque de Agios Varnavas y sus alrededores son reconocidos desde hace mucho tiempo como un hábitat importante para la biodiversidad dentro de los humedales de Amvrakikos (Szijj, 1981). Por lo tanto, un asunto importante aquí es la planificación estratégica para la mejora del hábitat y el paisaje de los alrededores, para el beneficio de la flora y fauna silvestres, y no sólo para las actividades de recreo u otros usos humanos.

Estado de la biodiversidad en el Bosque Agios Varnavas y la Vega Oeste del Louros

Como es común en Grecia, existe muy poca información específica sobre la historia natural de la Vega Oeste del Louros. Seguramente, la falta de conocimientos básicos de historia natural ha sido un impedimento para la conservación del área. De hecho, se ha de señalar que, en 2005, a pocos metros más allá de los límites propuestos del Parque Nacional se descubrió una importante población de una especie de peces en peligro de extinción a nivel mundial y una zona de humedales única en los manantiales de Skala (Kalogianni *et al.*, 2006); una gran parte del área de

la Vega Oeste del Louros no está dentro de las zonas estrictamente protegidas del Parque. Los requisitos ecológicos de las especies raras y protegidas son muy importantes para planificar la gestión. La tabla 5.3.1 hace referencia a los valores de biodiversidad del área basados en publicaciones técnicas y científicas y en las observaciones personales de uno de los autores. En el Anexo I se ofrece un resumen de los cinco hábitats de bosques de ribera del área con referencia a su estado dentro del Parque Nacional de Amvrakikos.

El Bosque Agios Varnavas y la Vega Oeste del Louros

Como se mencionó anteriormente, hasta finales de los años 1950, la parte inferior del río Louros, al este del pueblo de Louros, albergó un impresionante bosque de ribera. Esta área en particular fue difícil de drenar debido a los extensos manantiales kársticos y las inundaciones frecuentes del Louros. Las fotos aéreas militares de 1960 muestran un área de bosque y pastos en la zona denominada "Fraxias", que abarca desde los manantiales de Skala hasta el Louros y el Agios Varnavas. Los habitantes locales dicen que el área estaba dominada por *Fraxinus angustifolia*, pero que también tenía muchas otras especies higrófilas. Debido a las condiciones dinámicas de los humedales de ribera, el área sólo se drenó después de la construcción conjunta de los embalses en el Louros y la estación de bombeo y los canales de drenaje modernos en Lamari, a principios de los años 1970 (Theocharis, com. pers.). Desde finales de los años 1950, a raíz de las talas masivas, sólo se conservan algunos "islotas" aislados de masa boscosa en medio del paisaje agrícola recientemente transformado. El bosque relicto más importante sobrevivió en los alrededores de la iglesia de Agios Varnavas. Éste se encuentra en suelo público y pertenece al Ministerio de Agricultura, aunque fue transferido al Ayuntamiento de Louros en 1955 (Douros, 1986). Este rodal boscoso se conoce como el "Bosque Agios Varnavas" desde principios de los años 1980 (Douros, 1986; YPECHODE, 1986).

El Bosque Agios Varnavas también ha sido protegido de forma efectiva gracias a una asociación de carácter sagrado que le otorga la presencia de una iglesia dedicada a San Bernabé. El monumento histórico está situado en medio del Bosque y se construyó sobre los cimientos de una iglesia bizantina que databa de los años 1148-1149 (Mamalukos, 2002). Incluso durante los difíciles tiempos de guerra, algunos de los árboles de este bosque sagrado fueron protegidos y no se talaron (Padre Agathangelos, com. pers.). A pesar de esta conexión religiosa única, las iniciativas de conservación en Agios Varnavas son muy recientes. En 1979, un equipo de investigación encabezado por la Universidad de Essen "descubrió" los pequeños bosques relictos al este del pueblo de Louros y diseñó el primer estudio ecológico de Amvrakikos (Szijj, 1981). En esa época, no se mencionaba el nombre Agios Varnavas; en su lugar hay una referencia a varios rodales pequeños que, en su mayoría, sufrían los efectos del pastoreo excesivo y de la tala. Tras esta descripción inicial, se hace referencia a estos bosques en todos los estudios medioambientales importantes que tratan sobre los humedales de Amvrakikos (YPECHODE, 1986). A mediados de los años 1980, se erigió un seto alrededor del Bosque Agios Varnavas, después de un estudio inicial sobre los aspectos recreativos del bosque (Douros, 1986). Finalmente, se detuvo el pastoreo excesivo por iniciativa del Servicio Forestal de Preveza, pero la protección del bosque se centró

Tabla 5.3.1 Principales valores de biodiversidad del Bosque Agios Varnavas y la Vega Oeste del Louros.

Categoría	Número aproximado de especies	Comentarios
Mamíferos	14	Varias especies protegidas, como los murciélagos, utilizan el bosque (Epsilon y Pergantis, 1994). <i>Lutra lutra</i> y <i>Felix sylvestris</i> son residentes permanentes (Hatzirvassanis 2006).
Aves	100+	Se registraron 82 especies en el Bosque Agios Varnavas (Epsilon y Pergantis, 1994). Recientemente se han registrado 30 especies protegidas (Hatzirvassanis et al., 2006), incluidas <i>Accipiter brevipes</i> , <i>Aquila pomarina</i> , <i>Aquila clanga</i> , <i>Dendrocopus</i> spp.
Reptiles y anfibios	19	Se incluyen, al menos, 7 especies de serpientes (Epsilon y Pergantis, 1994). Se han registrado varias especies protegidas p. ej. <i>Elaphe quatuorlineata</i> .
Peces	6	Se observaron 5 especies en el arroyo Xeropotamos, incluyendo especies endémicas del oeste de Grecia (Economou et al., 2005); una población importante a escala internacional de <i>Valencia letourneuxi</i> está presente en los manantiales de Skala (Kalogianni et al., 2006)
Invertebrados	N/A	Importante para una gran diversidad de arañas (Szijj, 1981) y lepidópteros (incluyendo <i>Danaus chryssippus</i>). La presencia de microhábitats variados, lugares húmedos y del arroyo Xeropotamos aumenta la riqueza de especies. El escarabajo protegido <i>Morimus funereus</i> se registró como bastante común en el Bosque Agios Varnavas en 2007.
Flora	100+	Cerca de 45 especies viven en la Vega Oeste del Louros (Severin y Lösing, 1981). 39 viven en una parte pequeña de esta área, el hábitat Fraxias (Hatzirvassanis, 2001). Estas listas se encuentran incompletas.
Tipos de hábitats	9	Cinco tipos de hábitats de bosques de ribera están presentes en el área. Ver el Anexo I de este capítulo para una breve descripción.

claramente en "actividades recreativas y de ocio para el público", y no en la preservación de esta biodiversidad única. En los últimos años, las agencias de desarrollo local y la Alcaldía de Louros tomó medidas para "desarrollar" el aspecto recreativo del Bosque: se construyeron bancos, quioscos de madera y una pequeña zona de juegos, se mejoró el acceso a la zona por carretera y se aclararon las pistas forestales. A mediados de los 1990, se construyeron tres casitas en el área y sus alrededores más próximos; éstas incluían dos baños y una cafetería con una fuente decorativa a la entrada del Bosque. Actualmente, estas casitas están prácticamente abandonadas. Seguramente, algunas de estas acciones hicieron que el área fuera más accesible a los visitantes, pero también se comenzó a hablar sobre esta controversia: proteger y enriquecer el "estado natural" del Bosque o desarrollarlo más como una zona verde de ocio.

Desgraciadamente, las acciones de gestión llevadas a cabo por las autoridades locales no se han adecuado a las necesidades concretas para su protección. Una de las decisiones inapropiadas fue la eliminación

excesiva de árboles muertos y en descomposición, de madera muerta y de las zarzas del sotobosque. Esta actividad era parte de un proyecto del Servicio Forestal para derribar y quitar los chopos híbridos y los olmos enfermos presentes en el bosque. Esta acción promovió la idea de "limpiar el suelo forestal" por razones estéticas y de ocio. Aunque esta limpieza no fue en todos los casos negativa, sí dio lugar al cuestionamiento de este tipo de medidas frente a una gestión sensible a la conservación de la biodiversidad. ¿Hacia donde quiere dirigirse la gestión del Bosque Agios Varnavas y cómo debe hacerse esta gestión? El planteamiento va más allá e intenta definir exactamente qué áreas deben ser gestionadas o restauradas; ¿es el Bosque Agios Varnavas (14 ha) lo bastante grande como para que sean compatibles la conservación de la biodiversidad y un gran número de actividades de recreo? Es obvio que promover la conciencia local sobre los valores de la biodiversidad es crucial para reforzar este tipo de gestión.

Hacia el final del siglo pasado, los científicos empezaron a centrarse en el extenso paisaje que rodea

Agios Varnavas como área potencial de restauración. A través de la propuesta de un proyecto Life-Nature se identificó la importancia de la amplia vega del río Louros (ETANAM S.A., 1999). En 2002, durante el desarrollo del proyecto Life-Nature tuvieron lugar repoblaciones a pequeña escala a lo largo de la ribera oeste del Louros y sobre las motas de protección cerca de Agios Varnavas. Aunque hubo objeciones por parte de los pastores y los propietarios de las tierras vecinas, el Ayuntamiento de Louros apoyó oficialmente estas medidas de restauración de la vegetación – la primera en Amvrakikos (Hatzirvassanis, 2001). Aunque se plantaron varios cientos de árboles (fresnos de hoja estrecha y chopos), los pastores dañaron varias veces el vallado. El pastoreo de cabras destruyó muchas decenas de árboles y una inundación en 2005 derribó algunos de los vallados que quedaban al lado del río. Es evidente que una inversión tal como la de plantar árboles necesita algunos años de cuidados posteriores para tener un éxito real. Sin embargo, muchos de los árboles que se plantaron sobrepasan los tres metros

de altura y están floreciendo actualmente. Es más, esta primera acción de "restauración", a pesar de los incidentes mencionados, fue una lección importante que aumentó el interés local por la protección y la restauración del área circundante. Quizás, el paso más importante en esta dirección fue el cierre del vertedero no oficial del pueblo de Louros, situado a pocos cientos de metros del Bosque Agios Varnavas y justo al lado de las plantaciones de árboles a orillas del río.

Un aspecto importante en la historia de la conservación de esta área hace referencia al cambio gradual de las actitudes y las percepciones en lo que concierne la protección y la restauración de los hábitats de ribera. Después de 2005, se dirigieron más esfuerzos hacia la protección del amplio paisaje de la Vega Oeste del Louros, y no sólo en Agios Varnavas. En este sentido, la acción demostrativa de restauración del proyecto RIPIDURABLE en esa área ha sido muy oportuna.

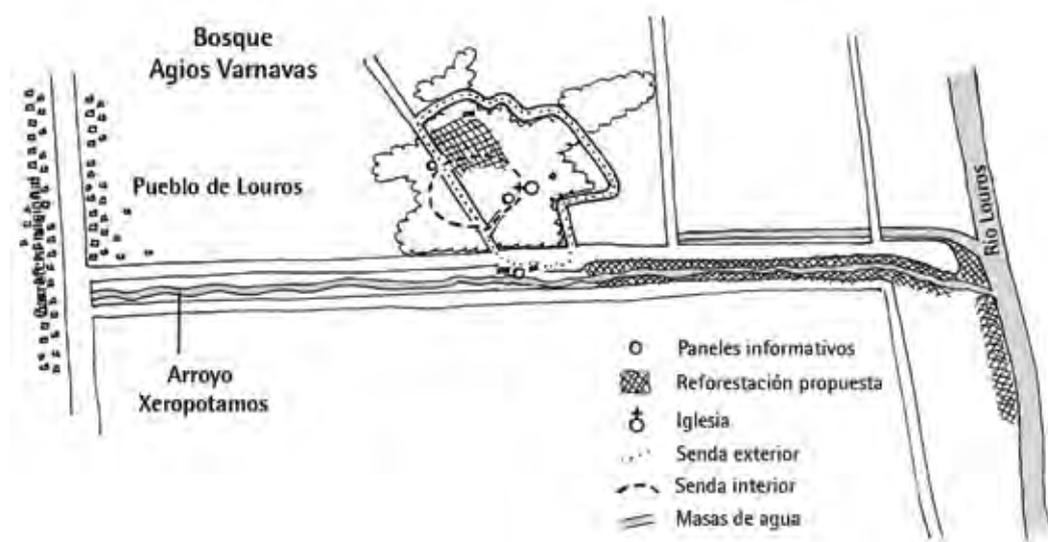


Figura 5.3.3 El Bosque Agios Varnavas y sus alrededores. Se muestran áreas de repoblación de árboles y otras acciones demostrativas de restauración.

Planificación para la restauración: planificación estratégica de conservación

Es fundamental establecer una estrategia para asegurar la eficacia de las acciones de conservación. La planificación estratégica consiste en un esfuerzo

disciplinado para generar decisiones fundamentales para las acciones que tienen que ver con un proyecto en concreto. Este tipo de planificación resulta del

análisis de los puntos fuertes y débiles de varias opciones y, así, poder evaluar cada situación en particular (oportunidades y amenazas), para que los objetivos deseados puedan materializarse. En esta labor de planificación del trabajo utilizamos el enfoque de análisis DAFO, que se emplea a menudo en gestión económica y, desde hace poco, en conservación (Moughtin, 1999). DAFO son las siglas de "Debilidades-Amenazas-Fortalezas-Oportunidades"

y es una herramienta de planificación dirigida al diseño de estrategias desde una doble perspectiva: una valoración externa (amenazas y oportunidades del entorno) y una valoración interna (puntos fuertes y débiles de la organización). Este análisis, desarrollado en forma de matriz (Anexo II), es una poderosa, aunque sencilla herramienta para examinar detenidamente las propiedades y el potencial de las opciones de restauración.

Tipo de proyecto de restauración

El tipo de proyecto que aquí se promovió puede definirse como: "proyecto de rehabilitación de un ecosistema dañado" (Clewell, 2000). Las acciones de restauración que se promueven en primer lugar sirven para mejorar la naturalidad de las formaciones de vegetación que quedan, para proporcionar un hábitat para las especies amenazadas y para iniciar la creación de corredores biológicos que permitan volver a conectar los rodales arbolados entre sí. Este enfoque intenta recuperar algunas de las características de las condiciones históricas o previas de un paisaje determinado. Tal proyecto de rehabilitación se puede calificar *de referencia* (se

rehabilita el tipo de ecosistema histórico) e *in situ* (la rehabilitación tiene lugar en el mismo lugar en que el ecosistema de referencia fue dañado) (Clewell, 2000). El estado futuro deseado del área es, obviamente, un lugar donde puedan convivir actividades agropastorales, varias formas de ocio y los intereses de conservación de la vida silvestre. En el futuro, el esfuerzo de restauración puede hacerse mayor y puede introducir otras acciones, como puede ser una obra hidrogeomorfológica, para inundar de nuevo algunas zonas, o la restauración de los regímenes naturales de caudales.

Tipo de ecosistema que el proyecto restaura

El área que se ha de restaurar es parte de una llanura de inundación y de un sistema de tierras bajas aluviales con una mezcla de comunidades de plantas muy diferentes. Se sabe poco de la estructura y la dinámica concretas de la vegetación original; la mayor parte de lo que sabemos deriva de las entrevistas con los residentes locales y de la interpretación de las fotos aéreas más antiguas del Servicio Geográfico del Ejército Helénico (años 1945, 1960) (Kazoglou y Zogaris, 2003). Hay constancia de que las franjas de ribera más secas estuvieron en su mayoría dominadas por fresnos de hoja estrecha, olmos y, quizás, robles pedunculados (específicamente en el Bosque Agios Varnavas y la mayor parte del

área de Fraxias). Localmente, existieron bosquetes de alisos y sauces, acompañados por otros árboles de porte pequeño y arbustos, en zonas pantanosas alimentadas por manantiales, concretamente, los manantiales de Skala. Grupos de plátanos orientales y álamos dominaron áreas de la red fluvial del Xeropotamos (convertido ahora en el "canal" Xeropotamos) y otros hábitats bajo la influencia de procesos aluviales torrenciales. Los sauces, álamos, fresnos y los tarayales cubrían extensas áreas abiertas de las riberas del Louros, expuestas a inundaciones frecuentes. Las praderas húmedas y los cañaverales se desarrollaron en las zonas húmedas a lo largo de las riberas del Louros (ver Anexo I).

La tala y el pastoreo prevalecieron en el área durante mucho tiempo y se debería mencionar que el río Louros era navegable hasta el pueblo de Agios Spiridon, lo que facilitaba enormemente la extracción de madera. De los árboles citados anteriormente, los robles pedunculados fueron talados selectivamente para ser utilizados como leña y madera para la construcción, hasta el punto de llegar a ser extremadamente raros y a estar al borde de su extinción en el área. Actualmente, la Vega Oeste del Louros es parte de un paisaje cultural donde dominan la agricultura y el pastoreo, y donde existe un mosaico de bosques

seminaturales fragmentados en los bordes de los campos de cultivo y las zonas húmedas de ribera. Afortunadamente, en la zona de inundación del Louros se conservan extensas zonas húmedas con una alta tasa de regeneración leñosa; este cinturón de humedales crea un corredor seminatural de gran importancia. Conseguir que vuelvan los vastos bosques del pasado es prácticamente imposible en este paisaje cultural, ya que las zonas altas de la llanura de inundación que, una vez, albergaron este tipo de bosques, fueron las primeras en ser drenadas y entregadas a la propiedad privada.

Objetivos específicos de restauración

Los objetivos específicos se plantean a pequeña escala, pero afectarán al paisaje por entero y a su biodiversidad si se gestionan cuidadosamente. A continuación se describen brevemente:

- a) Llevar a cabo un "acto-inicial" para demostrar la importancia de la restauración de los bosques autóctonos. Este proyecto demostrativo de restauración debe incentivar la participación de la comunidad y crear una conciencia generalizada, combinando los beneficios de un uso recreativo y los beneficios de la conservación de la biodiversidad. El resultado será un ejemplo a largo plazo de la mejora progresiva de un hábitat que promoverá la restauración a la escala del paisaje de otros bosques de ribera relictos.
- b) Realizar una expansión efectiva de los corredores ripícolas más allá del Bosque de Agios Varnavas con el objeto de crear una red de zonas verdes que una los tres puntos centrales de biodiversidad más importantes del área: la zona de inundación del río Louros, los manantiales de Skala y los alrededores del Bosque Agios Varnavas. La promoción de corredores arbolados es un objetivo viable y extremadamente importante en esta área (Bennett, 1999).
- c) Dar prioridad a la protección de la biodiversidad en los bosques relictos y en los corredores y, también, dentro del Bosque Agios Varnavas que ha sufrido una gran degradación en nombre del llamado "desarrollo del ecoturismo".
- d) Mejorar y restablecer los bosques de tal manera que puedan tener una dinámica similar a la de los bosques nativos que existían anteriormente. El ecosistema en funcionamiento contendrá bastante biodiversidad para regenerarse y madurar naturalmente y para evolucionar en respuesta a las condiciones medioambientales cambiantes.
- e) Crear zonas de protección y refugio para la fauna silvestre localmente amenazada, como las aves rapaces, aves de bosque y grandes zancudas, algunos mamíferos (murciélagos, gatos monteses y nutrias), reptiles y anfibios, invertebrados acuáticos y terrestres y la flora autóctona de humedal y ripícola (Efthimiou *et al.*, 2006). Ha quedado demostrado que los grandes árboles son lugares importantes para descansar y posarse para las grandes aves rapaces como *Aquila clanga* en Amvrakikos (Alivizatos *et al.*, 2004), por lo que las perturbaciones originadas por las actividades recreativas pueden crear conflictos.
- f) Restaurar sin degradar las praderas húmedas y otros tipos de zonas húmedas abiertas existentes en la zona de inundación del Louros.

Duración del trabajo de restauración

Las acciones iniciadas por el proyecto ayudarán al establecimiento de pequeñas áreas arboladas dentro del valle fluvial en los próximos 20 años. Este período es crítico, porque los bosques de los alrededores se han ido deteriorando (fuegos incontrolados, talas, carreteras, canteras y otras perturbaciones antrópicas) y otros enclaves de bosque de ribera o aluvial también han ido desapareciendo recientemente. Por tanto, es importante considerar el proyecto como una inversión inicial para apoyar la biodiversidad del bosque dentro de un área protegida amenazada. En estas áreas, el mantenimiento, la vigilancia y otras

acciones suplementarias deben continuar, al menos, durante dos décadas. Si se deja que los bosques de ribera se desarrollen libremente, normalmente, alcanzan una apariencia natural en unos 60-80 años (Angelstam, 1996). El proyecto debería tener una naturaleza dinámica, organizada mediante un paradigma de "gestión adaptativa". Las autoridades locales como el Organismo de Gestión del Parque, el Ayuntamiento de Louros y otras organizaciones deben trabajar juntas para asegurar fondos para la continuidad a largo plazo de este proyecto.

Acciones y resultados de restauración específicos del proyecto RIPIDURABLE

Hatzirvassanis *et al.* (2006) propusieron varias acciones de restauración a pequeña escala dentro del trabajo de restauración demostrativo del proyecto RIPIDURABLE, la mayoría de las cuales fueron llevadas a cabo por la Agencia de Desarrollo de Amvrakikos ETANAM S.A. con la aprobación del Servicio Forestal de Preveza. Indudablemente, los fondos disponibles en un proyecto a tan corto plazo no pueden cubrir las necesidades de una restauración ecológica a gran escala; muchas de las tareas importantes no se completaron (obras hidráulicas, creación de un vivero de planta autóctona, mantenimiento posterior, seguimiento científico, etc). Las acciones del RIPIDURABLE pretendían exponer y ayudar a iniciar modelos de restauración. Durante el período 2006-2007 tuvieron lugar las propuestas/acciones y resultados siguientes:

- 1) Eliminación completa de la basura y los escombros del antiguo vertedero de Louros; trabajos de limpieza en el arroyo de Xeropotamos y en la carretera que va desde el Bosque de Agios Varnavas al río Louros. Resultados: llevado a cabo con éxito; esta iniciativa representa la "culminación" en la eficaz eliminación del antes bien conocido vertedero de Louros.
- 2) Construcción de carteles interpretativos, elaborados para promocionar la conservación de

la biodiversidad. Resultados: se instalaron tres carteles en el Bosque de Agios Varnavas en 2007.

- 3) Plantación de especies arbóreas higrófilas autóctonas. Resultados: se plantaron 650 ejemplares, la mayoría de *Fraxinus angustifolia*, *Platanus orientalis* y *Populus alba*. Estas plantaciones se llevaron a cabo a finales de 2006 y a principios de 2007. Además, se trasplantaron docenas de *Fraxinus angustifolia* como especímenes "rescatados" de los alrededores (especialmente, de setos cercanos al pueblo de Louros). Las plantaciones tuvieron lugar: a) en el gran claro del Bosque Agios Varnavas; b) a lo largo de la mota del arroyo Xeropotamos; y, c) en un área vallada cerca de la confluencia del Xeropotamos con el río Louros, en la ribera oeste del Louros (en el antiguo vertedero de Louros).
- 4) Cuidados posteriores y vigilancia. Resultados: se regaron todos los árboles durante el sequísimo verano de 2007. El Ayuntamiento de Louros ayudó a proporcionar guardas voluntarios que colaboraron en diferentes actividades como la vigilancia, el trasplante y las plantaciones de árboles.
- 5) La eliminación y/o modificación de las construcciones y los aseos que se construyeron a mediados de los años 1990 en el Bosque Agios

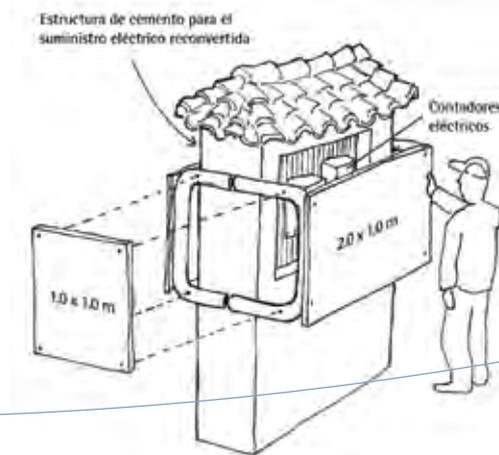


Figura 5.3.4 Panel interpretativo creado para cubrir estéticamente un contador eléctrico al lado de la Iglesia de Agios Varnavas.

Varnavas. El estudio confirma que estos edificios (cafetería, baños, etc.) son incompatibles con la promoción del área para la protección de la biodiversidad y educación medioambiental. Resultados: no ha sido posible llevarlo a cabo.

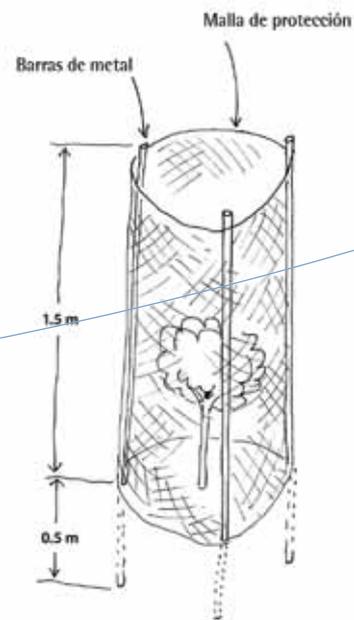


Figura 5.3.5 Esquema de un árbol joven plantado con protección contra el pastoreo de cabras.

Problemas actuales y necesidades

Como se mencionó anteriormente, en el Bosque Agios Varnavas y su entorno hay conflictos potenciales entre la conservación de la biodiversidad y muchas actividades antrópicas como la agricultura, el turismo o el ocio. La posibilidad de conflicto se intensifica por la propiedad poco clara de la tierra en la plana de inundación del río Louros, así como el hecho de que existan áreas con vestigios de bosques de ribera naturales en propiedades privadas, sobre los canales de drenaje, los cauces y en las zonas de ribera no protegidas. Por otro lado, tampoco ayuda la falta de claridad en la legislación que afecta al Parque Nacional propuesto.

Problemas y acciones relevantes que deben tenerse en cuenta en el futuro:

a) Tala de árboles indiscriminada e incontrolada. Existen grupos de árboles que no se regeneran fácilmente en el área debido a la tala extendida y persistente. Las autoridades locales de la Prefectura de Preveza practican con regularidad el claro de la vegetación y el dragado en canales de drenaje

y arroyos, sin respetar los árboles presentes en los taludes. Los habitantes locales también cortan regularmente brinzales y árboles jóvenes para la alimentación del ganado y otras necesidades agrícolas; no existe una protección especial para las especies higrófilas más escasas como los fresnos y los robles.

b) Protección de los recursos de los hábitats que existen en la Vega Oeste del Louros. El área está amenazada por varios intereses privados y una parte de ella se encuentra fuera de los límites propuestos del Parque. No existe ningún plan de gestión. Se debe poner en práctica algún tipo de vigilancia tan pronto como sea posible durante el período intermedio antes de que se promulgue la protección legal. Esto incluye el cuidado de los grupos de árboles existentes, las áreas de ribera y los terrenos vallados en restauración. La vigilancia de voluntarios que aprobó el Ayuntamiento de Louros y el Departamento Forestal de Preveza es, quizás, una solución viable a corto plazo.

c) Creación de un vivero y plantación de árboles. Se debería establecer un vivero para propagar las especies locales de fresnos, robles y chopos. Puesto que no es posible garantizar la procedencia de la planta que se va a utilizar, éstas se deberían producir en el vivero local a partir de semillas recolectadas allí mismo o mediante el trasplante de rebrotes. Las semillas de fresno se deben recolectar a principios de invierno y sembrar en una mezcla de abono vegetal con arena. Los álamos y los olmos pueden ser propagados mediante el trasplante y cultivo de rebrotes de raíz. Los robles se pueden propagar a partir de bellotas o mediante la recolección de pies jóvenes. Las plantaciones de árboles deberán establecerse de tal manera que se conecten los diferentes rodales con el fin de crear corredores verdes. Sólo deberán utilizarse materiales locales en las plantaciones. El monasterio de Profitis Ilias, cercano a Preveza, se ha mostrado interesado en mantener el vivero, una tarea bastante sencilla si una organización comprometida está realmente interesada. Es posible que se necesite la colaboración de voluntarios a corto plazo.

d) El Bosque Agios Varnavas como "monumento natural". El Bosque Agios Varnavas tiene el tratamiento actual de "área recreativa" de uso múltiple (como propuso Douros, 1986). Recomendamos un nuevo paradigma: el bosque como un "monumento natural protegido" donde se conjugan las actividades de ocio pasivas y la protección, pero se da prioridad a la protección de su biodiversidad. Si se trata este pequeño bosque como un "santuario cultural y natural", algunos detalles de su gestión necesitarán especial cuidado. El uso de las construcciones abandonadas en Agios

Varnavas está sin resolver y degradan su estética natural. Recomendamos la eliminación de casi todos los edificios (cafetería, fuente decorativa, estructura de dos aseos dentro y a la entrada del bosque). El lugar de la antigua cafetería podría ser un pequeño punto de interpretación (se debería conservar una de las paredes del edificio y convertirla en una estructura como un quiosco con signos interpretativos). Durante el festival de Agios Varnavas (11 de junio) se pondrán a disposición del público cabinas desmontables de aseos "químicos", ya que es costoso y difícil mantener estas instalaciones funcionando en este lugar. El Ayuntamiento de Louros debería revisar las implicaciones de la designación no oficial del Bosque Agios Varnavas como "monumento natural" y considerar cuidadosamente su particular gestión.

e) Investigación y seguimiento. Se necesita un estudio cuidadoso de la Vega Oeste del Louros para ayudar a definir la protección de la biodiversidad y las oportunidades de restaurar otros núcleos importantes de biodiversidad – concretamente en los manantiales de Skala. Además, el seguimiento debería incluir series sistemáticas de informes para evaluar los cambios y la eficacia de las acciones de restauración. Una parte muy importante de este trabajo es crear la documentación precisa para que el proyecto pueda actuar como un ejemplo de restauración de bosque de ribera en cualquier área en la que se pueda haber descuidado la protección y la mejora de este tipo de formaciones. Para evitar la simple acumulación de datos, el seguimiento debe estar programado dentro de un marco de gestión (Clewel y Rieger, 1997).

Repercusiones para la gestión

En Grecia, los ejemplos de restauración y rehabilitación de bosques de ribera con base científica son aislados y muy recientes (Efthimiou *et al.* 2006). La desaparición y degradación de los bosques de ribera en este país son considerables, pues estos bosques han seguido el camino de las zonas húmedas (Antipas 1985; Jerrentrup y Lösing, 1991). Amvrakikos es un área que conserva ricos bosques de ribera relictos,

pero son muy pequeños. Planear su protección y promover la restauración para proteger los valores de biodiversidad debería ser una prioridad dentro de los planes de gestión del Parque Nacional propuesto. Se debe incorporar un plan de restauración específica para la Vega Oeste del Louros en los planes oficiales de gestión para que pueda seguir desarrollándose el proyecto de restauración demostrativo descrito.

Los aspectos importantes para la restauración de las áreas de ribera en Amvrakikos son:

- Proyectar el "estado futuro deseado" de la Vega Oeste del Louros. La planificación estratégica debe establecer opciones de gestión. En este caso práctico un análisis DAFO ayudó a producir indicadores concretos para el estado futuro deseado del Bosque Agios Varnavas. A través de este análisis, es obvio que la mejora de la biodiversidad y las acciones de conservación en este bosque pesan más que los beneficios de otras propuestas de desarrollo antrópico (únicamente un turismo de estilo urbano / uso para actividades recreativas). Parte de nuestra propuesta consiste en cambiar la orientación en la gestión del Bosque Agios Varnavas de un "parque forestal recreativo" a un "monumento natural protegido". Nuestra visión para la restauración no se limita a Agios Varnavas, sino que está basada en un esfuerzo de revegetación a largo plazo a escala de paisaje. Las manchas de vegetación ripícola y los humedales que existen deberían estar interconectados por corredores verdes. La agricultura, el pastoreo y las actividades recreativas pueden coexistir con una conservación natural y una biodiversidad rica si existe una planificación estratégica, se aplican medidas protectoras estrictas y se continúa la vigilancia.
- La información elemental sobre la biodiversidad de esta área está lejos de completarse. El conocimiento de base y el seguimiento de la biodiversidad son fundamentales para las acciones de restauración continuadas, para la finalización de la zonación del área protegida y para la gestión de la conservación.
- El estatus de protección legal dentro de la Vega Oeste del Louros está todavía incompleto. Más específicamente, una parte del área de estudio está actualmente fuera de los límites del futuro parque y esto incluye el importante hábitat de los manantiales de Skala, un área con un interés internacional sobre la biodiversidad (baluarte para el pez en peligro crítico *Valencia latourneuxi*). Es crucial proteger la flora y fauna silvestres de los hábitats naturales dentro del paisaje agrícola. Esto puede implicar la creación de microrreservas o extender los límites del parque.

Estas acciones no tendrán costes sociales o financieros, ya que los humedales y las áreas de ribera están, primordialmente, en suelo público. El Ayuntamiento de Louros debe tener un papel activo en esta iniciativa de conservación del paisaje, ya que implica una planificación rigurosa periurbana y del suelo agrícola.

- Es extremadamente importante contar con la participación de la comunidad en la protección, la gestión y la toma de decisiones. Las campañas de difusión a través de los medios de comunicación, suele promover el apoyo de la comunidad. La celebración popular de San Bernabé, que reúne un gran número de personas el día 11 de junio, presenta una gran oportunidad para difundir los valores naturales del sitio. Es importante celebrar otros eventos relacionados con la naturaleza y elaborar publicaciones a intervalos regulares. Otras iniciativas pueden involucrar a ONGs, o consistir en viajes de estudio, seminarios y certámenes atractivos para los medios de comunicación, como las "carreras de aves" (Zogaris, 2005). Otra práctica que puede ser exitosa es la creación de una red de guardas que pueden proteger y hacer un seguimiento de hábitats especiales de flora y fauna silvestres. En cualquier caso, la colaboración organizada de voluntarios ha allanado, definitivamente, el camino hacia la conservación en Amvrakikos, y debería continuar.

Este estudio reitera que "ningún parque es una isla". El Bosque Agios Varnavas, con un tamaño de tan sólo 14 ha, no puede mantener la biodiversidad que distingue el paisaje de un área más extensa. Los esfuerzos de restauración deben tener una perspectiva a escala de paisaje, que abarque la Vega Oeste del Louros en su totalidad. Para promover una protección adecuada que sea sostenible a largo plazo, se requiere un tipo de desarrollo centrado en la biodiversidad. Este tipo de desarrollo consiste en tres pasos básicos, que se solapan y que se pueden expresar en un sencillo eslogan: "sálvalo, conócelo, utilízalo" (Janzen y Gamez, 1997). La Vega Oeste del Louros es un ejemplo de zona con un interés especial sobre la biodiversidad, donde podrían coexistir diversas actividades productivas con las medidas de protección y restauración de los valores de la herencia natural.

Agradecimientos

Este estudio ha sido dirigido por el personal del Instituto de Aguas Continentales, Centro Helénico de Investigación Marina, trabajando en estrecha cooperación con ETANAM S.A. y el Ayuntamiento de Louros. Agradecemos al Alcalde de Louros, D. Ch. Bailis, y a D. N. Giousas por su colaboración y acopio de información. Han colaborado y proporcionado importante información las siguientes personas: el Padre Agathangelos del Monasterio de Profitis

Ilias, P. Pergantis, Y. Roussopoulos, N. Kardakari, M. Theocharis, D. Borelos, V. Vlami, y, en particular, el Servicio Forestal de Preveza, en particular, V. Dallaros. Agradecemos especialmente a P. Dimopoulos los datos que proporcionó sobre los tipos de hábitat de las distintas áreas y a Oikos-Nature Management LTD por el acceso a documentos importantes que apoyaron nuestro trabajo.

Bibliografía

Alivizatos C, Papandropoulos D, Zogaris S (2004) Winter diet of the Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*) in the Amvrakikos Wetlands, Greece. *Journal of Raptor Research*, 38(4):371-374

Angelstam P (1996) The ghost of forest past – natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. En: DeGraaf RM, Miller RI (eds) *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes* 287-337. Chapman & Hall

Arapis T, Vrettou E, Zogaris S, Bizas K, Hatzirvassanis V (2002) Environmental Impact Study of an "Ecological Restoration of the Rodia Swamp Ecosystem". Oikos Nature Management Ltd, ETANAM S.A. Informe no publicado

Bennett AF (1999) Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN – The World Conservation Union

Clewell A, Rieger JP (1997) What practitioners need from restoration ecologists. *Restoration Ecology* 5(4):350-354

Clewell A (2000) Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects. Society for Ecological Restoration. Informe no publicado, accesible en internet

Douros I (1986) Final Plan: Creation of a field recreational ground at the Agios Varnavas Wood, Community of Louros, Preveza Prefecture. Preveza Forest Service, Prefecture of Preveza. Estudio no publicado (en griego)

Economou AN, Giakoumi S, Zogaris S (2004) Conservation management priorities for freshwater fish at the Louros River, Greece. *Aqua Medit* 2004, Proceedings of the 2nd International Congress on Aquaculture, Fisheries Technology and Environmental Management, 18-19 June 2004, Evgenidion Foundation, Atenas, Grecia.

Epsilon International S.A., Pergantis P (1994) Restoration study of the Agios Varnavas wood, Community of Louros, Preveza Prefecture. Estudio no publicado (en griego)

Efthimiou G, Jerrentrup H, Syllaios G (2006) Management of habitats for birds of prey in the Nestos Delta and Nestos Gorge. Proceeding Thrid Conference of Hellenic Ecological Society and Hellenic Zoological Society, 127-135, 16-19 November 2006, Ioannina

ETANAM S.A. (1999) Conservation Management of the Amvrakikos Wetlands. Funding Proposal and Application Form. No publicado

Handrinos G, Akriotis T (1997) *The Birds of Greece*. Helm, London

Hatzirvassanis V (2001) Re-forestation study of the Fraxias Area of Louros, Preveza Prefecture. Life 99 NAT/GR/006475, GR 21110001 "Conservation Management of Amvrakikos Wetlands". Oikos Nature Management LTD. No publicado

Hatzirvassanis V, Vlamis-Gardikas A, Vidalis A, Vami V (2006) Ecological restoration – demonstration project at the Louros Riparian Forest – Agios Varnavas wood, Preveza Prefecture (in Greek with English Summary)

- Jerrentrup H, Lösing J (1991) Situation der Flussauen in Griechenland. In *Erhaltung und Entwicklung von Flussauen in Europa*. Laufener Seminarbeiträge 4/91, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL). Laufen/Salzach 4:86-92
- Kalogianni E, Giakoumi S, Zogaris S, Chatzinikolaou Y, Stoumboudi MT, Barbieri R, Zimmerman B, Economou AN (2006) Rapid Assessment of the Status of *Valencia letourneuxi*, the Greek Killifish. Technical Report funded by the European Union of Aquarium Curators (EUAC). Athens: Hellenic Centre for Marine Research
- Kazoglou I, Zogaris S (2003) The reedbeds of Amvrakikos: their management and conservation. Estudio no publicado para el proyecto Life-Nature "Conservation Management of Amvrakikos Wetlands" Life 99 NAT/GR/006475. OIKOS Nature Management LTD
- Lawrie VMV (2002) Do water depth and salinity influence the structure and composition of the reedbeds of Rodia Swamp, Amvrakikos, Greece? MSc Dissertation, University of Wales, Bangor
- Mamalukos S (2002) Monasteries and Churches. In *Amvrakikos-Nature and Culture*, special supplement of Kathimerini "Epta Imeres", 13-15 (en griego)
- Moughtin C (1999) *Urban design: methods and techniques*, Butterworth Architecture, Oxford
- Pergantis P (1989) Compiling Small-scale ornithogeographical data to delineate important Bird Habitats in the Amvrakikos Area. *Biologia Gallo-hellenica* 15:201-218
- Powys HLT (1860) Notes of the birds observed in the Ionian islands and the provinces of Albania proper, Epirus, Acarnania, and Montenegro. *Ibis* 2:1-10, 133-140, 228-239, 338-357
- Gerakis PA, Anagnostopoulou M, Georghiou K, Scoullou MJ (1999) Expression of opinion with regard to conservation actions for Greek Ramsar Wetlands and to the applicability for removal from the Montreux Record. Ramsar Key Documents of the Ramsar Convention: The Montreux Record (http://www.ramsar.org/key_montreux_record.htm)
- Reiser O (1905) *Ornis Balcanica*. III. Griechenland und die griechischen Inseln. Wien
- Sarika M, Dimopoulos P, Yannitsaros A (2005) Contribution to the knowledge of the wetland flora and vegetation of Amvrakikos Gulf, W Greece. *Wildenowia* 35:69-85
- Severin I, Lösing J (1981) Vegetation. In *Ecological Assessment of the Delta Area of the Rivers Louros and Arachthos at the Gulf of Amvrakia*. En: Szijj J (ed). University of Essen - GHS and IUCN. 94-141. No publicado
- Szjij J (1981) Ecological Assessment of the Delta Area of the Rivers Louros and Arachthos at the Gulf of Amvrakia. University of Essen - GHS and IUCN. No publicado
- Theocharis M, Zogaris S, Economou AN, Kapsimalis V, Dimopoulos P (2004) Restoration actions and monitoring at a Mediterranean river floodplain wetland: the Amvrakikos case-study. V International Symposium on Ecohydraulics "Aquatic Habitats: Analysis & Restoration", 11-17 Madrid Spain. IAHR Congress
- YPECHODE (1986) *Delineation of Ramsar Wetlands: Amvrakikos Gulf*. Hellenic Ministry of Environment, Physical Planning and Public Works (YPECHODE) Atenas
- Zogaris S (2001) Wetland birds at Amvrakikos (Greece): habitat use assessment for monitoring threatened species. MSc.Ecology Dissertation. School of Biological Sciences, University of Wales, Bangor
- Zogaris S (2005) Bird Race at Amvrakikos. *Oionos* (Hellenic Ornithological Society) 23:31-33 (in Greek)
- Zogaris S, Papandropoulos D, Alivizatos C, Rigas G, Hatzivassanis V, Kardakari N (2003) Threatened birds of Amvrakikos. Oikos Ltd, ETANAM S.A. KOAN Press
- Zogaris S, Papandropoulos D, Rigas Y (2002) The Dalmatian Pelicans of Amvrakikos and their islets. I *Physi* (Hellenic Society for the Protection of Nature) 98:35-37 (en griego)

ANEXO I. Descripción de hábitats de vegetación de ribera

La flora de los bosques de ribera de los humedales de Amvrakikos tiene interés, porque está aislada de otros hábitats de bosques y representa un raro ejemplo de formaciones forestales de valle. De hecho, se conoce muy poco o no se ha publicado casi nada sobre las floras ripícola y zonal, a pesar de la excepcional riqueza de esta área en especies (Sarika *et al.* 2005). La Vega Oeste del Louros tiene ejemplos de los cinco tipos de hábitats de bosques de ribera encontrados en Amvrakikos. Éstos se describen brevemente a continuación:

- Bosques de *Platanus orientalis* (*Plantanion orientalis*) (Natura Code 92C0). Estos bosques altos y cerrados forman franjas lineales, sobre todo, a lo largo de la parte media de los ríos Louros, Arachthos y sus afluentes. Existen ejemplos dispersos en muchas áreas dentro de la llanura del delta, concretamente en los tramos con lechos anchos (p. ej. en el Arachthos, al sur de la ciudad de Arta). Normalmente, el plátano oriental domina las riberas de los arroyos embalsados de forma seminatural, como el curso bajo del arroyo Xeropotamos, en Agios Varnavas; pero en otros muchos casos se encuentra en formaciones mixtas con alisos, álamos y sauces (p. ej. en el bajo Arachthos). En el pasado, el Xeropotamos creó un abanico aluvial en el área, al formar depósitos de tierra gruesa en esta parte baja de la vega. También existen algunos árboles centenarios en el mismo Bosque Agios Varnavas; dos de estos árboles se pueden considerar árboles monumentales con necesidad de protección específica.
- Bosques aluviales con *Alnus glutinosa* (Natura Code 91E0). Este hábitat está muy localizado en Amvrakikos. El grupo más grande se encuentra en los antiguos cauces del río (en los meandros abandonados secos) de la llanura de inundación del Arachthos, al norte del pueblo de Neochori. Existen algunas formaciones en enclaves a lo largo del Louros. En nuestra área de estudio, existe una formación muy pequeña de alisos cerca de los manantiales kársticos de Skala. Este "bosque inundado" de alisos también incluye ejemplares aislados de *Laurus nobilis* silvestres, en una comunidad de plantas rara y única con *Frangula alnus*, *Salix* spp. y algunas acuáticas emergentes.
- Bosques mixtos de ribera de *Quercus robur*, *Ulmus minor* y *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*) (Natura Code 91F0). Probablemente, este hábitat es el más amenazado de Amvrakikos. Todavía existen varias formaciones de *Fraxinus angustifolia* casi puras (p. ej. cerca del pueblo de Glykoriza, de la Laguna Mazoma y del lago Voukaria). En concreto, una de estas formaciones es parte del Bosque de Agios Varnavas. Sorprendentemente, la mayoría de los árboles del bosque son bastante jóvenes (se estima que entre 70 y 90 años). Se supone que fueron talados muy a menudo debido a su proximidad a la ciudad de Louros. La especie *Ulmus minor* era común en el Bosque Agios Varnavas y todavía se regenera; sin embargo, casi todos los individuos mayores han sucumbido a la grafiosis. Son especialmente raras las formaciones más antiguas de *Quercus robur* subsp. *pedunculiflora*. En el Bosque Agios Varnavas sólo se encontraron tres individuos de esta especie y esto está probablemente relacionado con la tala selectiva de esta importante frondosa en el pasado. Las formaciones de roble también existen en suelos aluviales cerca del pueblo de Aneza, por lo que la existencia de bosques de frondosas aluviales, probablemente, fue más amplia en el pasado reciente.
- Los bosques en galería de *Salix alba* y *Populus alba* (Natura Code 92A0). Este es el tipo de bosque de ribera más extendido en los tramos inferiores de los ríos y los canales de drenaje en la planicie del delta, pero su estado de conservación es muy deficiente. Aún así, este tipo de hábitat tiene un mayor potencial de regeneración y restauración, ya que se conservan muchos enclaves con el régimen hidrológico y el tipo de suelo propicios para su desarrollo, y donde todavía se pueden encontrar saucedas dispersas. En los humedales del norte de Amvrakikos, a lo largo del Arachthos y en ciertas áreas del Louros se encuentran delgadas franjas de matorral de este tipo de hábitat. Algunos vestigios de formaciones boscosas con álamos sólo se encuentran en el Arachthos (a lo largo de

las riberas y en los grandes meandros del norte y suroeste de Neochori). Es sorprendente que a lo largo del Louros sólo sobrevivan algunos álamos aislados, y que el único rodal realmente grande de esta especie comprenda parte del Bosque Agios Varnavas. Casi la mitad de Agios Varnavas se compone de una población extraordinaria de *Populus alba*. Estos árboles, probablemente, son de procedencia autóctona, aunque esto no se ha estudiado nunca.

- Las galerías de ribera termomediterráneas de tarajes (*Nerio-Tamaricetea*) (Natura Code 92D0). Este apartado incluye principalmente matorrales de taray (*Tamarix* spp). A veces, se pueden encontrar asociados matorrales de sauzgatillo (*Vitex agnus-castus*). Estas formaciones son comunes y variadas en los humedales de Amvrakikos, ocupando extensas áreas alrededor de lagunas y estuarios,

principalmente, cerca de las desembocaduras de los ríos Arachthos y Louros. En algunos lugares cerca de la costa y de las lagunas de agua salada, muchas de las formaciones más tolerantes a la sal han disminuido debido, probablemente, al aumento de la salinidad de las lagunas y las marjales limítrofes. En una inspección aérea efectuada en el año 2001, se encontraron muchas hectáreas de tarajes muertos en el delta del Arachthos; esto debe estar relacionado con los cambios hidrológicos provocados por la construcción de la presa hidroeléctrica Pournari a principios de los años 1980. En la Vega Oeste del Louros, los tarajes y los sauzgatillos están muy extendidos en forma de matorrales bajos y medios en áreas a nivel del mar. La mayoría de rodales pueden ser una etapa secundaria después de que el bosque de sauces y álamos se talara o degradara.

ANEXO II. Análisis DAFO

Mediante el análisis DAFO se comparan dos posibles opciones de gestión.

Opción 1

Agios Varnavas se convierte en un "parque de ocio" para residentes y visitantes. El lugar será gestionado para recibir un gran número de personas y se mantendrá "limpio" y organizado mediante el

desbroce y eliminación regular de la mayoría de las zarzales, los matorrales bajos, los árboles muertos y la hojarasca. Se podrá acceder a toda el área a través de una red de caminos y senderos.

Análisis DAFO

■ Fortalezas

- Bajo coste, reducido mantenimiento.
- Algunos residentes pueden decir que quieren "proteger" el Bosque, pero, de hecho, pueden preferir "protegerlo y desarrollarlo", como ocurriría si el Bosque se convirtiera en un parque de ocio.
- Puede haber beneficios sociopolíticos si el lugar "se desarrolla" como una zona verde periurbana; muchos residentes pueden no reconocer el valor del sitio como "monumento natural" o no tener interés por mantener una parte en "estado salvaje".

■ Debilidades

- "Bosque relicto" que presenta una necesidad de restauración, reconocida oficialmente y sugerida en varios estudios y propuestas del gobierno; por tanto, incoherencia de la gestión del área natural protegida.
- Fracaso evidente en la gestión del Parque Nacional.
- La construcción suburbana - periurbana puede extenderse desde los alrededores del Louros hacia el bosque, invadiendo la nueva "zona verde".

■ Oportunidades

- Puede proporcionar tiempo para considerar planes a más largo plazo para un área más amplia o centrarse en los esfuerzos de conservación en otras partes que no sean el futuro Parque Nacional de Amvrakikos.

■ Amenazas

- Se perderán muchos procesos naturales del bosque, concretamente el ciclo natural de descomposición de la hojarasca y de la madera, la regeneración y la sucesión naturales.
- Pérdida de la oportunidad para establecer una interacción entre la naturaleza y la sociedad y también para la educación ambiental.
- Pérdida de la biodiversidad. Muchas especies de animales y plantas prefieren las condiciones de vida silvestres; la gestión del Bosque como un "parque - zona verde" significaría su pérdida y desplazamiento. Algunas especies de aves pueden ser desplazadas (*Accipiter brevipes*, *Oriolus oriolus*, *Dendrocopos* spp., *Aquila pomarina*). Las grandes aves abandonarían el lugar, como las rapaces que no toleran una gran afluencia de personas.

Opción 2

Se rehabilita y gestiona el Bosque Agios Varnavas centrándose, en primer lugar, en la restauración de la biodiversidad y la educación sobre los valores naturales. Sólo se promueve un ocio pasivo y algunas partes del lugar permanecerán inaccesibles y en un "estado salvaje" (las excepciones incluyen el área

que rodea la Iglesia de Agios Varnavas). Se dejarán en su lugar casi todos los restos de hojarasca y los árboles viejos en descomposición. Se harán esfuerzos por crear corredores verdes para conectar el Bosque con los vestigios de las áreas arboladas situadas en la Vega Oeste del Louros.

Análisis DAFO

■ Fortalezas

- El lugar está estratégicamente situado para exhibir y mostrar los resultados y las posibilidades de la restauración.
- El lugar proporciona un éxito asegurado como centro atractivo para el ecoturismo y el ocio pasivo.
- La distinción no oficial del lugar como "monumento natural" está confirmada y se difunde en otras comunidades locales y a los visitantes.
- Beneficio sociopolítico y prestigio, especialmente, para el Ayuntamiento de Louros.

■ Debilidades

- El mantenimiento del lugar aumentará los costes y la vigilancia-protección; el Ayuntamiento de Louros ha de tener una parte activa en esto.
- Esta opción representa una responsabilidad adicional del Organismo para la Gestión del Parque Natural y de otras autoridades responsables de la gestión del Parque propuesto.

■ Oportunidades

- La situación del Bosque Agios Varnavas proporciona bases importantes económicas y sociales para la conservación futura del paisaje en general.
- Agios Varnavas es sólo uno de los elementos del paisaje de gran biodiversidad y de interés para la educación ambiental que existen en la Vega Oeste del Louros; la protección y la gestión de este bosque puede ayudar a salvar también las otras áreas.
- Los temas de gestión no resueltos como las construcciones abandonadas (cafetería, etc.) se pueden solucionar si se desarrolla un plan de gestión para la zona.
- La coordinación entre el Ayuntamiento de Louros, el Departamento Forestal de Preveza, el Organismo Gestor del Parque Nacional y otros actores interesados ayudará a construir relaciones centradas en la conservación práctica.
- Los esfuerzos voluntarios de científicos, educadores, ambientalistas y operadores de ecoturismo pueden ayudar a promover la protección y la gestión del lugar.

■ Amenazas

- Mantener la calidad del lugar necesita inversión y protección contra presiones ilegales (la tala ilegal puede destruir varias decenas de árboles cada año).
- La gestión de los visitantes es crítica: se necesita un plan especial; éste debe ayudar a mantener grandes áreas en "estado salvaje".
- El Ayuntamiento de Louros puede cambiar de opinión en el futuro y querer "hibridar" la restauración con otros intereses de desarrollo.
- Las propuestas de desarrollo y gestión pueden crear cambios crecientes que degraden los valores naturales y el atractivo del lugar como monumento natural.

Introducción

El embalse de Pedrogão está situado a lo largo de los ríos Guadiana y Ardila, inmediatamente aguas abajo de la Presa de Alqueva, y ocupa un área de aproximadamente 1000 hectáreas. El embalse es parte de la infraestructura que abarca el Proyecto de Usos Múltiples de Alqueva (EFMA). Fue creado para actuar como contra-embalse, permitiendo que el agua soltada por esta presa fuera bombeada de nuevo al embalse de Alqueva. El embalse de Pedrogão está equipado con una estación hidroeléctrica y hay planes para instalar dos tomas de agua para irrigación como parte del sistema de irrigación del EFMA.

Dado su uso multifuncional, el embalse de Pedrogão presenta grandes oscilaciones del nivel del agua. Además, el embalse forma una barrera que limita el movimiento natural de las especies. Por tanto, se consideró esencial plantar árboles a lo largo del

margen para permitir el movimiento de la fauna por el borde del embalse y para conectar los afluentes del Guadiana que no estuvieran regulados.



Figura 5.4.1 Álamo blanco en la primavera posterior a la plantación (foto: David Catita).

Objetivos

De acuerdo con los objetivos planteados para el Programa de Gestión Medioambiental del EFMA (versión de 2005), la repoblación forestal del margen del embalse de Pedrogão se definió como una prioridad, ya que los márgenes no tenían árboles ni arbustos y entraban en contacto con áreas de cultivo intensivo. Uno de los objetivos era crear un cinturón continuo de bosque de ribera alrededor de todo el embalse, a manera de galería ripícola. Otro objetivo era prevenir la apropiación de este espacio por parte de los propietarios de los terrenos adyacentes y evitar usos inadecuados, como la introducción de ganado, lo que causaría un efecto negativo sobre la calidad del agua del embalse.

Aunque la plantación de especies de ribera a lo largo de los márgenes de un embalse parezca un proceso fácil y natural, no lo es. La sola presencia de agua a la altura de un talud no lo convierte en un margen ripícola ya que las frecuentes oscilaciones en el nivel del agua, unidas a unos suelos generalmente pobres e infértiles, dificultan el establecimiento y supervivencia de las plantas.



Figura 5.4.2 Planta joven con protector de malla metálica, que permite una buena ventilación (foto: David Catita).

Planificación, ejecución y resultados

Las iniciativas para la mejora del recubrimiento vegetal del embalse de Pedregão se realizaron durante un período de tres años, comenzando en 2005. El área de plantación se situó en el área inundable que se encuentra entre la cota del Máximo Embalse Normal (MEN) y la línea de expropiación o cota de Máximo Embalse Extraordinario (MEE), que es la superficie de

amortiguación de la avenida asociada a un caudal de 5000 m³/s y con un período de retorno de 8 años. En todas las intervenciones, la plantación fue llevada a cabo a lo largo de líneas paralelas a la cota del MEN. Ya que se espera que esta área esté sometida a una sumersión temporal, las especies se seleccionaron por su adaptación a tales condiciones.

Año 1 – 2005

En el primer año, la plantación se realizó en grupos formados por tres filas paralelas, separadas dos metros entre sí y dejando una distancia de diez metros entre conjuntos (ver figura 5.4.6). El objetivo era crear pequeñas comunidades vegetales que sirvieran de refugio para la fauna y que favorecieran las condiciones para que los árboles desarrollasen troncos altos y rectos.

Para la plantación del primer año se seleccionaron seis especies. Cuatro de ellas poseen características típicamente ripícolas: el sauce blanco (*Salix alba* L.), el aliso (*Alnus glutinosa* L.), el álamo blanco (*Populus alba* L.) y el fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia* Vahl.); mientras que las otras

dos especies, el olmo común (*Ulmus minor* Mill.) y el almez (*Celtis australis* L.) se dan naturalmente en los bordes del embalse.

Para la protección de los árboles jóvenes fue necesaria la utilización de protectores individuales como tubos de plástico y mallas metálicas. La instalación de cercados se limitó a los márgenes externos de la plantación. El cercado completo de toda el área no fue posible, ya que la presencia de este tipo de estructuras por debajo de la cota del MEN representaría un peligro para las embarcaciones.

Las cuatro especies más típicamente ripícolas se plantaron en las franjas más cercanas al embalse;



Figura 5.4.3 Vista general de las plantaciones, mostrando dos tipos de protectores: tubos de plástico y malla metálica (foto: David Catita).

Tabla 5.4.1 Datos de las plantaciones realizadas en 2005.

Especie	Número de plantas	% del total de plantas	Índice de supervivencia
■ Sauce blanco	■ 2.953	■ 10 %	■ 15 %
■ Aliso	■ 4.576	■ 15 %	■ 15 %
■ Fresno de hoja estrecha	■ 16.065	■ 52%	■ 60 %
■ Álamo blanco	■ 4.618	■ 15 %	■ 60 %
■ Olmo común	■ 400	■ 1 %	■ 20 %
■ Almez	■ 2.006	■ 7 %	■ 100 %
■ Total	■ 30.618	■ 100 %	■ 33 %

aunque esto no supuso una gran diferencia respecto de áreas algo más alejadas, ya que la influencia de la masa de agua apenas se aprecia en el incremento de la humedad atmosférica ni tampoco en la humedad del suelo. El año 2005 fue extraordinariamente seco y, a pesar del riego constante, fue difícil mantener la humedad del suelo. Como resultado, las especies que eran más sensibles a las sequías tuvieron índices de supervivencia bajos (aproximadamente del 15 %). Como era de esperar, el hecho de plantar en grupos, disminuyendo la distancia entre filas, favoreció el desarrollo en altura. Sin embargo, los trabajos de

mantenimiento, el riego y el control de la vegetación espontánea, resultaron muy difíciles y costosos ya que los métodos mecánicos no resultaron convenientes y el trabajo tenía que realizarse manualmente.

Los protectores de plástico colocados en los árboles jóvenes (1,2 m de alto), con los que se pretendía, también, promover el crecimiento en altura, causaron un recalentamiento en las especies de crecimiento más lento, lo que pudo haber sido, en parte, responsable del reducido índice de supervivencia.



Figura 5.4.4 Fresno de hoja estrecha dos años después de ser plantado (foto: David Catita).

Año 2 - 2006

De acuerdo con las observaciones mencionadas anteriormente, durante el segundo año de plantación se realizaron algunas modificaciones.

Sólo se plantaron especies con un índice de éxito por encima del 50 %, es decir, el fresno de hoja estrecha, el álamo blanco y el almez, y no se colocaron protectores de plástico alrededor de los árboles jóvenes.

Con el fin de facilitar las labores de mantenimiento, en esta ocasión, los grupos de árboles se dispusieron en dos filas paralelas, separadas por dos metros,

dejando calles de ocho metros de ancho entre grupos (ver figura 5.4.6).

El método de plantación en dos filas mejoró enormemente los trabajos de plantación, especialmente en lo referente al riego, realizado con una manguera por una sola persona que caminaba a lo largo de la calle central. Sin embargo, las labores de limpieza entre las filas era todavía un trabajo intenso y difícil, puesto que no había espacio para maquinaria agrícola convencional.

Tabla 5.4.2 Datos de las plantaciones realizadas en 2006.

Especie	Número de plantas	% del total de plantas	Índice de supervivencia
■ Fresno de hoja estrecha	■ 10.000	■ 67 %	■ 80 %
■ Álamo blanco	■ 2.000	■ 13 %	■ 80 %
■ Almez	■ 3.000	■ 20 %	■ 100 %
■ Total	■ 15.000	■ 100 %	■ 84 %



Figura 5.4.5 Vista general de la plantación realizada en 2006, mostrando plantas de almez al año (izda.) y a los dos años (dcha.) de plantación (foto: David Catita)

Año 3 - 2007

Durante el tercer año del proyecto se utilizó la misma combinación de especies que el año anterior, sin tubos protectores, plantados en una sola fila, con una distancia de aproximadamente 6 m entre ellas.

En todas las parcelas las marras fueron debidamente repuestas por plántulas nuevas, particularmente, con ejemplares de fresno de hoja estrecha y álamo blanco.

En la plantación de 2007 se obtuvieron buenos resultados y, sobre todo, se facilitó la mecanización de los trabajos de mantenimiento.

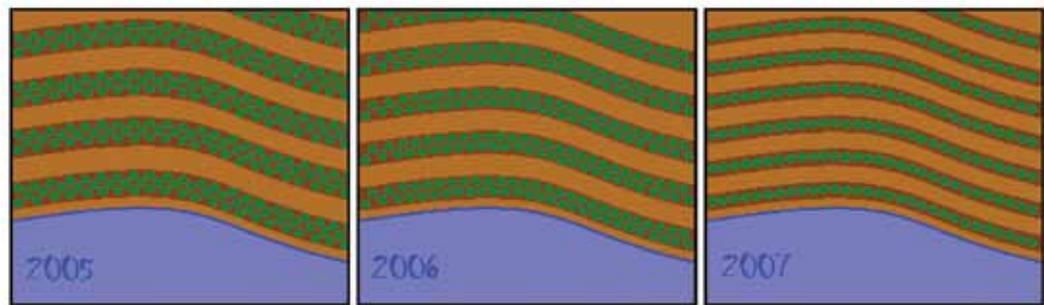


Figura 5.4.6 Esquema de los diferentes marcos de plantación utilizados, en el que se observa el paso de un sistema de tres filas agrupadas (2005) a una sola fila (2007) para facilitar las labores de mantenimiento.



Figura 5.4.7 Vista general de la plantación realizada en 2007 (foto: David Catita).

Consideraciones finales

Los trabajos realizados hasta ahora han tenido como objetivo crear un área de vegetación continua en el perímetro del Embalse de Pedrogão. Se espera, sin embargo, que esta área cumpla también una función productiva a largo plazo, asociada al aprovechamiento de maderas nobles, como es el caso del fresno de hoja estrecha.

Sin embargo, ya que el área que se quiere mejorar es relativamente árida y está muy expuesta a la luz solar, fue necesario controlar el intenso crecimiento de la vegetación herbácea que tuvo lugar durante el período de plantación, debido a que los árboles jóvenes proporcionaron poca sombra, y regar durante los meses más cálidos del año.

La creación de bosquetes (con grupos de 3 filas de árboles) dio lugar a dificultades de mantenimiento evidentes. El diseño de plantación realizado en el segundo año facilitó las operaciones de riego, permitiendo su mecanización, pero todavía presentó dificultades en cuanto al control de la vegetación herbácea. El método de plantación del tercer año facilitó ambas operaciones de mantenimiento; sin embargo, estos árboles mostrarán mayor amplitud de copa y, probablemente, desarrollarán troncos menos rectos que los plantados en los años precedentes.

Además, la reducción en el número de filas puede reducir el aspecto natural deseado para este tipo de trabajos de recuperación, aunque su dimensión –por encima de las 200 ha– puede atenuar este efecto.

Tabla 5.4.3 Datos de las plantaciones realizadas en 2007 (estimados)

Especie	Numero de plantas	% del total de plantas	Índice de supervivencia
■ Fresno de hoja estrecha	■ 7.666	■ 40 %	■ 90 %
■ Álamo blanco	■ 7.666	■ 40 %	■ 90 %
■ Almez	■ 3.835	■ 20 %	■ 80 %
■ Total	■ 19.167	■ 100 %	■ 84 %



Figura 5.4.8 Plantas de *Populus alba* de tres años de edad en la ribera del embalse (foto: David Catita)

MÚLTIPLES PROPIETARIOS EN UN ÁREA PROTEGIDA: LA REVITALIZACIÓN DEL RÍO LECH

Johannes Konstanzer
Christian Moritz

El proyecto LIFE "00NAT/A/7053: "Wildflusslandschaft Tiroler Lech" (www.tiroler-lech.at) comenzó en abril de 2001 y terminó en marzo de 2007, tras haberle sido concedida una prolongación de un año. Este proyecto implementó un concepto de protección y restauración fluvial más amplio de lo usual. El siguiente artículo resume los hechos más importantes.



Figura 5.5.1 Localización.

El marco geográfico está formado por las 4.138 hectáreas de la región Natura 2000 del valle del Lech en el Tirol (distrito de Reutte, provincia del Tirol, Austria).

El río Lech ha influido en la fisonomía de este valle tirolés hasta el presente. Extensas áreas de bosques aluviales con formaciones ripícolas caducifolias de sauces y miricaria (*Salici-Myricarietum*, *Salicion eleagno-daphnoidis*), de alisos y fresnos (*Alnenion glutinoso-incanae*) y bancos de grava secos con pinos (*Dorycnio-Pinetum*) bordean el "río salvaje". En las partes en las que el cauce es suficientemente ancho, todavía es posible un comportamiento muy dinámico con frecuentes migraciones del canal.

En la siguiente representación de un mapa militar antiguo (figura 5.5.2) se puede ver el valle fluvial original presentando una morfología altamente heterogénea. En el tramo superior, con una alta pendiente, el Lech es de tipo alargado, mientras que con la disminución de la pendiente y una mayor aportación de gravas, el Lech adopta, de forma gradual, el característico y bien conocido tipo de trazado trenzado.

El estado actual está mejor caracterizado por una foto aérea (figura 5.5.3), que representa el espectro completo de la morfología fluvial presente. Una gran parte del Lech está fuertemente regulada, como la

mayoría de los ríos alpinos (flecha roja). En otras áreas, todavía quedan vestigios de la estructura casi natural del río, incluso, si el impacto humano ha dejado algunas marcas muy características (aquí siguiendo la forma de un "collar de perlas", que hace que esta región sea fácil de reconocer, incluso en imágenes de satélite; flecha verde). También están las áreas más notables, donde el río todavía es lo bastante ancho como para permitir la formación de un tipo de río trenzado (flecha azul), aunque se han



Figura 5.5.2 Varios tipos de trazado fluvial según un antiguo mapa militar (Franziseische Landesaufnahme 1816-1821; fuente: Österr. Staatsarchiv).



Figura 5.5.3 Fotografía aérea con tipos característicos de la morfología fluvial actual.

llevado a cabo algunas medidas de regulación, que se pueden reconocer en el trazado lineal de una de las

riberas. Hasta ahora, el río todavía es el "propietario más importante" del valle de Lech.

Información básica del proyecto, socios, período de ejecución

Para llevar a cabo el proyecto se dispuso de un total de 7,82 millones de euros. La condición previa para obtener el 49,5 % de los fondos de la Unión Europea fue la inclusión de la región objetivo en la red Natura 2000. El otro 50,5 % de los costes se distribuyó entre los siguientes socios/participantes nacionales del proyecto:

- Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz und Abteilung Wasserwirtschaft (Gobierno Regional del Tirol, Agencias de Medio Ambiente y de Gestión del Agua).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Sektion Ländlicher Raum und Sektion Wasserwirtschaft (Ministerio de Agricultura y de Aprovechamiento Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y de Gestión del Agua: Areas de planificación territorial y de gestión del agua).
- Forsttechnischer Dienst für Wildbach und Lawinverbauung, Sektion Tirol (Servicio Técnico Forestal de Infraestructuras de Protección de Torrentes y Avalanchas de Tirol).
- WWF Österreich (WWF Austria).

Un aspecto muy gratificante del Proyecto LIFE ha sido la cooperación de varios departamentos/organizaciones con intereses diversos para lograr un objetivo común.

El proyecto tuvo una duración de seis años (2001–2007). Originalmente, se habían programado cinco años, pero fue necesaria una prolongación de un año por dos razones:

- En agosto de 2005 tuvo lugar una gran inundación. Este acontecimiento impredecible, con un período de retorno de 5000 años (según los informes del departamento hidrográfico del gobierno tirolés), mermó considerablemente la capacidad de trabajo, haciendo necesaria la asignación de recursos a trabajos de reparación y de protección contra avenidas.
- Una de las medidas más importantes de la restauración del río (ensanchamiento del cauce en Martinau), al ser revisada detalladamente, resultó ser mucho más cara de lo previsto. Así, sólo se pudo empezar el trabajo después de que las autoridades nacionales asegurasen los fondos adicionales.

Problemas asociados

Después de las catástrofes provocadas por las inundaciones a principios del siglo XX y el incremento de la necesidad de espacio en el Valle para el desarrollo local (¡sólo el 7 % del distrito es productivo!), se hizo necesario tomar medidas estructurales como la regulación del río o la retención de sedimentos en los valles contiguos; infraestructuras que son, en parte, responsables de los problemas actuales.

Además de la pérdida de espacio de hábitats naturales, que afecta, por lo tanto, a muchas especies de la "Directiva de Hábitats", la incisión del lecho es otro gran problema. Esta situación ha sido causada por el efecto combinado de la canalización del río, la construcción de diques de retención de sedimentos en los afluentes principales y la extracción de áridos. La disminución del nivel del lecho no sólo ha conducido a una serie de impactos negativos en el sistema

fluvial, como, por ejemplo, la desconexión entre el río y sus riberas, la disminución del nivel freático y la desecación de los humedales riparios, sino que también ha causado problemas en las estructuras de protección (socavación de las protecciones de las riberas). De esta manera, no sólo están en peligro las especies de plantas y animales singulares, sino también, hasta cierto punto, los espacios urbanos.

Otros problemas incluyen la falta de control en el número de visitantes, que hacen peligrar los hábitats sensibles y la flora típica, o el escepticismo de origen socio-económico acerca del área Natura 2000 en algunos sectores de la población y otros grupos de interés.

Objetivos del proyecto LIFE

En respuesta a los problemas mencionados anteriormente, el Proyecto LIFE estableció los siguientes objetivos:

- 1) Conservar y restaurar los hábitats fluviales que presenten un estado medianamente natural y dinámico.
- 2) Detener el proceso de incisión del lecho y la disminución del nivel freático.
- 3) Mejorar el control de avenidas de acuerdo con la normativa de protección ambiental.
- 4) Conservar los animales y las plantas incluidos en la Normativa de Hábitats como importantes, vulnerables o en peligro.
- 5) Mejorar la conciencia ecológica de la población local.
- 6) Llevar a cabo un proyecto conjunto con organizaciones de diferentes campos de interés.

Medidas concretas

El Proyecto LIFE incluyó un total de 53 actuaciones individuales.

Las medidas y las actuaciones más importantes para alcanzar los objetivos fijados fueron las siguientes:

- Ensanchamiento del río mediante la eliminación de varias estructuras fijas: en el río Lech a la altura del puente Johannesbrücke y del poblado de Martinau; el río Vils.
- Eliminación gradual de los diques de retención en los afluentes para asegurar el transporte de sedimentos sin obstrucciones: torrentes Hornbach y Schwarzwasserbach.

- Revitalización de las zonas húmedas y manantiales ripícolas mediante su conexión al río: manantiales en Häselgehr.

- Conservación y reintroducción de especies prioritarias: p.ej. chorlito chico, andarríos chico, miricaria, la orquidea zapatito de dama, caballito del diablo azul y varios anfibios.

- Trabajos de comunicación y difusión.

En el siguiente texto se presentan brevemente las medidas más importantes de restauración e ingeniería fluviales para dar una idea general de las mejoras más evidentes en el paisaje fluvial.

La restauración e ingeniería fluviales fueron las principales medidas adoptadas para solucionar los problemas de pérdida de hábitats ripícolas y de incisión del lecho mencionados anteriormente. Los mecanismos relevantes involucrados son la morfología fluvial y el transporte de sedimentos. Para simplificar estas cuestiones bastante complejas, el Lech se puede dividir aproximadamente en tres partes (ver figura 5.5.4), de la siguiente forma:

- Tramo superior (Steege – Elmen): curso recto, fondo del río estable.
- Tramo medio (Stanzach – Weißenbach): río trezado, procesos erosivos.
- Tramo inferior (Höfen–Reutte–Weißhaus): depósitos desfavorables de sedimentos en el lecho cerca del asentamiento humano principal; reducción de la capacidad de transporte de sedimentos, del perfil transversal efectivo y de la altura libre en período de caudal máximo; múltiples dragados controvertidos desde el punto de vista ecológico.

Se tomaron un conjunto de medidas bien coordinadas para alcanzar un equilibrio minucioso en la gestión de la carga de sedimentos, ya que las aportaciones de grava son necesarias en los tramos medio y superior para mantener un río altamente dinámico de tipo trezado; mientras que un excedente de sedimentos en el tramo inferior sería un grave problema. Así, se efectuaron las siguientes operaciones, intentando cumplir con todas estas premisas (figura 5.5.4):

- Amplio ensanchamiento del cauce como medida simultánea para el control de avenidas y la revitalización fluvial (ejemplos más adelante).
- Eliminación de algunos grandes diques de retención de sedimentos en afluentes importantes para mejorar el equilibrio en las aportaciones de grava al río principal, solucionando el déficit de grava (ejemplo más adelante).
- Creación de un gran dique de retención de sólidos en el tramo inferior, que, al mismo tiempo, mejore la situación ecológica, como un proyecto innovador para proteger la ciudad principal del distrito de posibles excedentes de sedimentos (causados en parte por las medidas aplicadas en los tramos superiores).



Figura 5.5.4 Localización de las medidas más importantes de ingeniería/revitalización fluvial.

Revitalización fluvial y control de avenidas en el río Vils

En los años 1930, se encerró al río Vils en una franja muy estrecha, dando como resultado la incisión del lecho del río entre 1,5 y 2 m, aproximadamente. Mediante el ensanchamiento del cauce, la elevación del lecho y la disminución de la pendiente de las orillas a lo largo de un tramo de 2,3 km se recuperaron y reactivaron unas 10 ha de hábitats fluviales alpinos, unas 5 ha de áreas adyacentes con vegetación de ribera y un singular sistema de zonas

húmedas. Al mismo tiempo, este proyecto también es una medida importante para el control de avenidas de la población de Vils.

Se ha prestado especial atención a las medidas que potencian la concienciación medioambiental y la aceptación del proyecto por parte de la población. Estas medidas aumentaron, claramente, la respuesta positiva y, por último, pero no por eso menos



Figura 5.5.5 Revitalización del río Vils.

importante, provocaron notas de prensa positivas en los periódicos locales.

- Webcam en un punto elevado ("Falkenstein") – www.zeitfluss.at

- Proyectos escolares.

- Apoyo a la iniciativa local para instalar un "woodhenge" (círculo de madera celta).

Revitalización del río Lech en Johannesbrücke

Debido a la restricción causada por el Johannesbrücke, un puente construido en 1936-1937, el lecho del río Lech descendió más de tres metros. Las áreas adyacentes quedaron desconectadas a las inundaciones, y, en las terrazas desconectadas y secas, los bosques aluviales de sauces y miricaria originales fueron desplazados por pinos. Los

diques para el control de avenidas y el mismo Johannesbrücke estaban en peligro. Alargando el puente, ensanchando el cauce (hasta una anchura de unos 180 m) y reubicando los diques de protección aguas arriba a lo largo de casi 3 km, resurgieron más de 20 ha de hábitats fluviales y ripícolas alpinos.



Figura 5.5.6 Revitalización del río en Johannesbrücke

Eliminación de los diques de retención en Hornbach y Schwarzwasserbach

Se han eliminado los grandes diques de retención de sedimentos que se construyeron en los años 50-60 del siglo pasado en los dos afluentes principales, el

Hornbach y el Schwarzwasserbach, liberando un total de unos 1,2 millones de m³ de sedimentos para ser arrastrados río abajo en los próximos años.



Figura 5.5.7 Eliminación de los diques de retención de sedimentos, ejemplo Hornbach.

Comunicación y difusión: un factor clave para la conservación de la naturaleza

Las actividades de comunicación y difusión se han convertido en un factor clave en el trabajo de hoy en día para la conservación de la naturaleza. En las últimas décadas, sólo las ONG's (como WWF o Greenpeace) han intentado convencer a la opinión pública mediante actuaciones espectaculares. No obstante, la comunicación y la difusión se han convertido actualmente en una parte fundamental de los proyectos, aumentando la toma de conciencia de la opinión pública frente a los objetivos de conservación.

Una parte considerable del Proyecto LIFE "Wildflusslandschaft Tiroler Lech" tuvo como objetivo transmitir las particularidades de la zona protegida a un público que había sido desmotivado tras años de discusión sobre un Parque Nacional, la denominación como área Natura 2000 y los planes de una central hidroeléctrica. El Proyecto LIFE permitió una nueva forma de comunicación con los actores locales y los líderes de opinión.

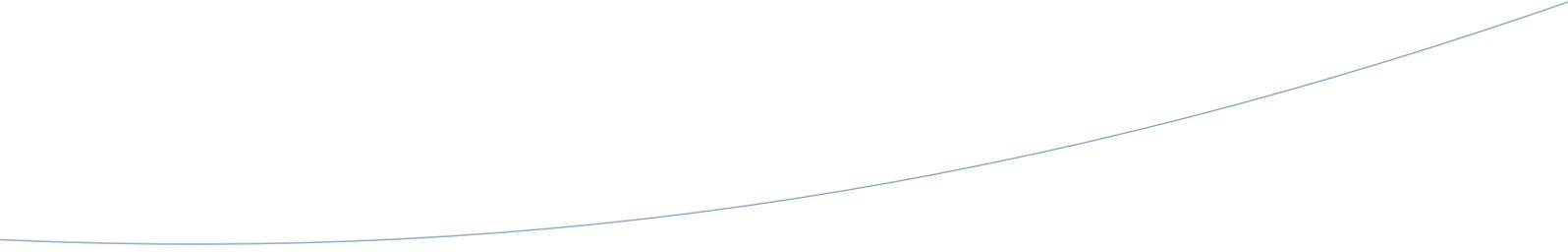
Uno de los objetivos principales, además de la restauración del río, fue el establecimiento de una

nueva forma de comunicación entre grupos con diferentes objetivos, tales como el departamento oficial para la conservación de la naturaleza, el departamento para la regulación de riadas y avalanchas, el departamento para la gestión fluvial y la WWF.

Se llevó a cabo un total de 33 actividades de comunicación y difusión, como, por ejemplo: espacios para visitantes, senderos temáticos, gestión de visitantes y formación de guías.



Figura 5.5.8 Medidas de acompañamiento para potenciar la aceptación pública.





Anexos

Listado de Directivas, Convenios y Comunicaciones Europeas relevantes

Gestión Fluvial

Acuicultura Sostenible: Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 19 de septiembre de 2002 - Estrategia Para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Europea. COM/2002/0511 final. Y la Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo de 8 de abril de 2009 - Construir un futuro sostenible para la acuicultura - Nuevo impulso a la Estrategia para el desarrollo sostenible de la acuicultura europea. COM/2009/0162 final.

Convenio de Helsinki: cursos de agua transfronterizos y los lagos internacionales; Decisión 95/308/CE del Consejo, de 24 de julio de 1995, relativa a la celebración, en nombre de la Comunidad, del Convenio sobre la protección y uso de los cursos de agua transfronterizos y los lagos internacionales.

Directiva Marco del Agua: Directiva 2000/60/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas; y la Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo, de 22 de marzo de 2007, «Hacia una gestión sostenible del agua en la Unión Europea - Primera fase de aplicación de la Directiva Marco del Agua COM/2007/0128/final.

Escasez de Agua y Sequía: Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo, de 18 de julio de 2007 - Afrontar el desafío de la escasez de agua y la sequía en la Unión Europea. COM/2007/0414/final.

Inundaciones: Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2007 relativa a la Evaluación y Gestión de los Riesgos de Inundación.

Tarifificación y uso sostenible de los recursos hídricos: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social sobre la política de tarifificación y uso sostenible de los recursos hídricos. COM/2000/0477/final.

Vías navegables: Directiva 2005/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 7 de septiembre de 2005, relativa a los servicios de información fluvial (SIF) armonizados en las vías navegables interiores de la Comunidad.

Calidad del agua

Aguas de baño: Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/CEE.

Aguas piscícolas: Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

Calidad del agua para la cría de moluscos: Directiva 2006/113/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos.

Calidad del agua potable: Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.

Contaminación y vertido de sustancias peligrosas: Directiva 2006/11/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.

Tratamiento de aguas residuales urbanas: Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Aguas subterráneas

Contaminación de las aguas subterráneas: Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro

Contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrícolas: Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura

Vertido de residuos: Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos.

Suelos

Almacenamiento geológico del carbono: Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de enero de 2008, relativa al almacenamiento geológico de dióxido de carbono. COM/2008/0018 final

Contaminación: Directiva 2008/1/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de enero de 2008, relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación

Extracción de áridos: Residuos de la industria extractiva: Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de marzo de 2006, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas; y la Comunicación de la Comisión para "promover el desarrollo sostenible en la industria extractiva no energética de la Unión Europea. COM/2000/0265 final

Protección del suelo: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, de 22 de septiembre de 2006, relativa a la "Estrategia Temática para la Protección del Suelo". COM/2006/0231 final.

Biodiversidad

Acuicultura: Utilización de especies exóticas o localmente ausentes. Reglamento (CE) n o 708/2007 del Consejo, de 11 de junio de 2007, sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura.

Biodiversidad y desarrollo económico: Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo – Planes de acción sobre biodiversidad en los ámbitos

de la conservación de los recursos naturales, la agricultura, la pesca y la cooperación al desarrollo y cooperación económica. COM/2001/0162 final (Volúmenes I al IV).

Conservación de las aves silvestres: Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. Esta directiva reemplaza a la directiva 79/409/CEE.

Conservación de las especies migratorias – Convención de Bonn. Decisión 82/461/CEE del Consejo, de 24 de junio de 1982, relativa a la celebración del Convenio sobre conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre.

Convenio de Berna: Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa

Convenio de Río de Janeiro sobre la diversidad biológica: Decisión 93/626/CEE del Consejo, de 25 de octubre de 1993, relativa a la celebración del Convenio sobre la diversidad biológica

Especies de la fauna y flora silvestres amenazadas (CITES): Reglamento (CE) n o 398/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de abril de 2009, que modifica el Reglamento (CE) n o 338/97, de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio en lo relativo a las competencias de ejecución atribuidas a la Comisión; y las modificaciones al Anexo I – Lista de las especies en peligro de extinción – Reglamentos (CE) n o 318/2008 y 407/2009.

Hábitats naturales (Natura 2000): Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres; y las actualizaciones periódicas a los listados.

Plan de acción en favor de la biodiversidad: Comunicación de la Comisión, de 22 de mayo de 2006, «Detener la pérdida de biodiversidad para 2010, y más adelante – Respaldar los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano. COM/2006/0216 final

Gestión Forestal

Bosques y desarrollo: Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo - Bosques y desarrollo: planteamiento de la CE. COM/99/0554/final.

Estrategia forestal de la Unión Europea: Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 10 de marzo de 2005, "informe sobre la ejecución de la estrategia forestal de la UE. COM/2005/0084/final.

Materiales forestales de reproducción: Directiva 1999/105/CE del Consejo, de 22 de diciembre de 1999, sobre la comercialización de materiales forestales de reproducción.

Plan de Acción para la defensa de los Bosques: Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 6 de junio de 2006, relativa a un Plan de acción de la Unión Europea para los bosques. COM/2006/0302/final.

Paisaje

Convenio Europeo del Paisaje: Consejo de Europa (CETS No.: 176) Tratado de Florencia, de 20 de Octubre de 2000. Entrada en vigor el 1 de marzo de 2004. Recomendación CM/Rec(2008)3 del Comité de Ministros del Consejo de Europa, adoptada el 6 de febrero de 2008, con orientaciones conceptuales, metodológicas y prácticas para la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje.

Estrategia Paneuropea sobre Diversidad Biológica y Paisajística (PEBLDS): Consejo de Europa y Centro Europeo para la Conservación de la Naturaleza (ECNC). Consejo de Ministros "Medio Ambiente para Europa" (Sofía, Bulgaria, 23-25 de Octubre de 1995). Nature and Environment, No. 74 Council of Europe Press, 1996.

Protección del medioambiente y desarrollo sostenible

Agricultura sostenible: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social y al Comité de las Regiones

- Orientaciones para una agricultura sostenible. COM/99/0022/final.

Estrategia en favor del desarrollo sostenible: Comunicación, de de la Comisión Desarrollo sostenible en Europa para un mundo mejor: Estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible (Propuesta de la Comisión ante el Consejo Europeo de Gotemburgo) COM/2001/0264/final, COM/2005/0658/final y COM/2007/0642/final.

Estrategia sobre el uso sostenible de los recursos naturales: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones - Estrategia temática sobre el uso sostenible de los recursos naturales. COM/2005/0670/final.

Evaluación medioambiental: Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio de 2001, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.

Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER): Reglamento (CE) nº 1698/2005 del Consejo, de 20 de septiembre de 2005, relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural

Indicadores medioambientales: Informe de la Comisión al Consejo, de 20 de septiembre de 2002, "análisis de la «lista abierta» de indicadores de cabecera medioambientales". COM/2002/524/final.

Información Medioambiental (SEIS): Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones de 23 de enero de 2008: Hacia un Sistema Compartido de Información Medioambiental (SEIS). COM/2008/0046/final.

Libro Blanco sobre responsabilidad ambiental, de 9 de febrero de 2000: COM/2000/0066/final.

LIFE+: un instrumento financiero para el medio ambiente: Reglamento (CEE) nº 614/2007 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de mayo de 2007, relativo al instrumento financiero para el medio ambiente.

Política Agrícola Común (PAC) - Pago único por explotación: Reglamento (CE) n° 73/2009 del Consejo, de 19 de enero de 2009, por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa a los agricultores en el marco de la política común y se instauran determinados regímenes de ayuda a los agricultores y por el que se deroga el Reglamento (CE) n° 1782/2003.

Principio de precaución: Comunicación de la Comisión, de 2 de febrero de 2000, sobre el recurso al principio de precaución. COM/2000/0001/final.

Responsabilidad medioambiental: Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales.

Séptimo Programa Marco (2007-2013): Decisión 2006/1982/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 18 de diciembre de 2006 relativa al Séptimo Programa Marco de la Comunidad Europea para acciones de investigación, desarrollo tecnológico y demostración (2007 a 2013).

Sexto Programa de Acción de Medioambiente: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social y al Comité de las Regiones, de 24 de enero de 2001, sobre el Sexto programa de acción de la Comunidad Europea en materia de medio ambiente «Medio ambiente 2010: el futuro está en nuestras manos». COM/2001/0031 final. Y revisión intermedia, de 30 de abril de 2007, del Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente. COM/2007/0225/final.

Vigilancia Mundial del Medio Ambiente y la Seguridad (GMES): Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 10 de noviembre de 2005, - Vigilancia Mundial del Medio Ambiente y la Seguridad (GMES): del concepto a la realidad. COM/2005/0565/final.

Cambio climático

Estrategia en el ámbito del cambio climático: medidas de lucha hasta 2020 y después: Comunicación de la Comisión, de 10 de enero de 2007, «Limitar el calentamiento mundial a 2 °C - Medidas necesarias hasta 2020 y después» COM/2007/0002/final.

Estrategia sobre el cambio climático: bases de la estrategia: Comunicación de la Comisión, de 9 de febrero de 2005, «Ganar la batalla contra el cambio climático mundial» COM/2005/0035/final.

Lanzamiento del Programa Europeo sobre el Cambio Climático (PECC): Comunicación de la Comisión, de 8 de marzo de 2000, sobre políticas y medidas de la UE para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero: hacia un Programa Europeo sobre el Cambio Climático (PECC). COM/2000/088/final.

Lucha contra la deforestación: Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones de 17 de octubre de 2008: «Afrontar los desafíos de la deforestación y la degradación forestal para luchar contra el cambio climático y la pérdida de biodiversidad». COM/2008/0645/final.

Plan de acción sobre la biomasa: Comunicación de la Comisión, de 7 de diciembre de 2005, «Plan de acción sobre la biomasa» COM/2005/628/final.

Protocolo de Kioto sobre el cambio climático: Decisión 2002/358/CE del Consejo, de 25 de abril de 2002, relativa a la aprobación, en nombre de la Comunidad Europea, del Protocolo de Kioto de la Convención marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, y al cumplimiento conjunto de los compromisos contraídos con arreglo al mismo.

Socios del proyecto RIPIDURABLE

Ayuntamiento de Alpiarça (socio coordinador)

Câmara Municipal de Alpiarça
R. José Relvas nº374
2090-100 Alpiarça
Portugal
www.cm-alpiarca.pt

Ayuntamiento de Montemor-o-Novo

Câmara Municipal de Montemor-o-Novo
Largo dos Paços do Concelho
7050-127 Montemor-o-Novo
Portugal
www.cm-montemornovo.pt

Instituto Superior de Agronomía

Universidad Politécnica de Lisboa, Departamento de
Ingeniería Forestal
Instituto Superior de Agronomia (ISA)
Universidade Técnica de Lisboa, Departamento de
Engenharia Florestal
Tapada da Ajuda
1349-017 Lisboa
Portugal
www.isa.utl.pt

Universidad de Évora,

LabOr - Laboratorio de Ornitología,
Departamento de Biología
Universidade de Évora
LabOr - Laboratório de Ornitologia
Unidade de Biologia da Conservação, Departamento
de Biologia
7002-554 Évora
Portugal
www.labor.uevora.pt

Centro Nacional de Investigaciones Científicas

CNRS-CEFE
Centre national de la recherche scientifique
Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
1919 Route de Mende
34293 Montpellier cedex 5
Francia
www.cefe.cnrs.fr

Universidad de Borgoña

Université de Bourgogne
UMR CNRS BioGéoSciences
Ecologie Evolutive
6 Bd Gabriel
21000 Dijon
Francia
www.u-bourgogne.fr

Centro Helénico de Investigación Marina, Instituto de Aguas Continentales

Hellenic Center for Marine Research, Institute of
Inland Waters (HCMR)
46,7 km Atenas-Sounio, Mavro Lithari
GR-19013 Anavissos, Attiki
Grecia
www.hcmr.gr

Universidad de Ioannina

Facultad de Gestión de los Recursos Naturales y del
Medio Ambiente
University of Ioannina
Faculty of Environmental and Natural Resources
Management
Lab. of Ecology and Biodiversity Conservation
Seferi 2
30100 Agrinio
Grecia
www.env.uoi.gr

ETANAM S.A.

Agencia de Desarrollo de Epirus del Sur y de
Amvrakikos

*Development Agency for South Epirus and
Amvrakikos*

Lascaratou, Periochi Ydatopyrgos

48100 Preveza

Grecia

www.etanam.gr

**Centro para la Investigación y la Experimentación
Forestal (CIEF)**

Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y
Vivienda, Generalitat Valenciana

Comarques del País Valencià 114-6,

46930 Quart de Poblet,

España

www.cth.gva.es

RIPIDURABLE

Gestión sostenible de los bosques de ribera

Coordinación/Chef de file
Ayuntamiento de Alpiarça
Câmara Municipal de Alpiarça
R. José Relvas nº374
2090-106 Alpiarça
Portugal

T +351 243 559 100
F +351 243 559 105

info@ripidurable.eu
www.ripidurable.eu

Socios



Proyecto cofinanciado por

