

ZONAS RIBEIRINHAS SUSTENTÁVEIS

Um Guia de Gestão



RIPIDURABLE



ZONAS RIBEIRINHAS SUSTENTÁVEIS

Um Guia de Gestão

Edição

Daniel Arizpe

Centre per a la Investigació i l'Experimentació Forestal (CIEF)
Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana
Comarques del País Valencià 114-6, 46930 Quart de Poblet, Spain

Ana Mendes

Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa,
Departamento dos Recursos Naturais, Ambiente e Território (DRAT)
Tapada da Ajuda, Pavilhão Florestal, 1349-017 Lisboa, Portugal

João E. Rabaça

LabOr - Laboratório de Ornitologia, Departamento de Biologia,
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas ICAM, Universidade de Évora,
7002-554 Évora, Portugal

© 2009 ISA Press

© Textos, desenhos e fotografias: Os respectivos autores, artistas e fotógrafos.

Título original: Sustainable Riparian Zones.
A Management Guide

ISBN: 978-972-8669-42-3

Depósito Legal N.º:

Design e layout: Essência - ROFFdesign (<http://essencia.roff.pt>)

Impressão: Eurodois (<http://www.eurodois.pt/>)

Revisão e tradução da edição Portuguesa: André Fabião, Regina Carriço, Paulo Pinheiro,
Ana Mendes e João E. Rabaça.

Fotografias:

António Luís de Campos: Capa, Introdução, separador Capítulo 2, separador Capítulo 3
e separador Capítulo 5; Jean Roché: separador Capítulo 1; Daniel Arizpe: separador Capítulo 4;
Ana Mendes: separador Anexos.

Prefácio

É com grande satisfação que vemos surgir a publicação do presente Manual, "Zonas Ribeirinhas Sustentáveis – um Guia de Gestão", que reúne um importante conjunto de contribuições técnico-científicas para uma gestão sustentável das zonas ripícolas e ribeirinhas.

Este é, sem dúvida, um tema de grande actualidade e oportunidade. A sua importância resulta do facto de as zonas ripícolas serem zonas de grande valor para a conservação da natureza e da biodiversidade e desempenharem, também, um papel essencial no quadro de uma gestão moderna dos recursos hídricos, visando a sua protecção e a protecção dos ecossistemas que lhe estão associados. Ambos os aspectos constituem prioridades da maior relevância no âmbito de uma política de ambiente.

A variedade dos temas apresentados e a profundidade com que são tratados, que atesta bem da elevada craveira científica dos seus autores, contribuem para a grande qualidade deste Manual e para utilidade de que se reveste. Com efeito, a requalificação dos sistemas ripícolas constitui um importante passo para alcançar a qualidade ecológica das massas de água, desafio que nos é colocado, no contexto Europeu, pela aplicação da Directiva Quadro da Água (DQA, Directiva 2000/60/CE), transposta para o nosso País pela Lei da Água (Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro).

Analisando a Lei da Água, é possível constatar a grande importância que nela se atribui ao tema da qualidade ecológica da água e dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. É bem claro o objectivo a que se propõe, designadamente o de " ... *proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, no que respeita às suas necessidades de água*".

Entre os princípios estabelecidos na Lei, destacam-se, entre outros, o princípio da dimensão ambiental da água, o da gestão integrada das águas e dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados, o da precaução, da prevenção e da correcção, prioritariamente na fonte.

Entre os diversos instrumentos previstos, as medidas de protecção e valorização dos recursos hídricos, integradas em planos de gestão ou adaptadas a finalidades específicas, contemplam acções como a conservação e reabilitação da rede hidrográfica e de zonas ribeirinhas, a renaturalização e valorização ambiental e paisagística das linhas de água e das zonas envolventes, as medidas de conservação e reabilitação de zonas húmidas ou as medidas que visam permitir alcançar os objectivos ambientais referentes ao bom estado e bom potencial das massas de água.

Para todos estes desígnios, e para o grande objectivo de alcançar uma boa qualidade ecológica que lhes está subjacente, é extremamente relevante o conteúdo do presente Manual. Ele irá, seguramente, apoiar práticas de gestão inovadoras, exigentes e sustentáveis. Constituirá, assim, uma importante ferramenta de trabalho para as instituições que, a nível local e regional, se empenhem em acções que visem dar expressão concreta às orientações contidas no quadro normativo já existente.

Manifestamos, assim, o nosso apreço e o nosso reconhecimento aos autores e aos editores desta obra que é, sem dúvida, um importante passo para uma gestão ambiental global e integrada dos sistemas fluviais, seguramente inovadora e que permitirá dar resposta aos estimulantes desafios que temos pela frente.

Prof. Dr. Francisco Nunes Correia

Ministro do Ambiente, do Ordenamento do Território
e do Desenvolvimento Regional

Preâmbulo

No últimos cem anos, verificou-se o desenvolvimento sem precedentes da população humana e a intensificação e aumento da eficácia tecnológica desta nas suas actividades – indústria, comércio, urbanização, exploração e extracção de matérias primas e de recursos biológicos. Este desenvolvimento apresentou uma magnitude de carácter exponencial nos últimos trinta anos, de tal forma que neste momento a teia de interacções humanas e de intervenção nos ecossistemas se realiza à escala planetária. Nos próximos 25 anos, estima-se que as necessidades de água pela população em desenvolvimento ultrapassem a disponibilidade deste recurso natural, e em regiões como a mediterrânica, com desigualdade espacial e temporal de acesso ao recurso hídrico, é mais evidente a necessidade de estabelecer um padrão de desenvolvimento humano sustentável e conservativo deste recurso e dos ecossistemas aquáticos a ele associados.

O uso crescente da água e do território significaram alterações cada vez mais evidentes dos ecossistemas fluviais, incluindo modificações dos perfis longitudinais e transversais originais do rio, desvirtuação profunda do regime de escoamento natural, alterações da qualidade da água, alterações do tipo e quantidade das fontes de energia e alimentares (matéria orgânica e nutrientes) que acedem ao ecossistema e alterações por interacções biológicas com espécies exóticas. À vertente ambiental da gestão fluvial inicialmente centrada na qualidade da água e na protecção a nível da espécie, sucedeu-se no presente uma visão holística da conservação, baseada na manutenção dos processos e funções fluviais, e na integridade ou “saúde” do ecossistema fluvial, sendo o objectivo operacional a recuperação dos ecossistemas alterados, por forma a atingir um estado ecológico próximo do existente antes de ocorrerem alterações humanas. A Directiva Quadro da Água alicerçou legalmente esta nova visão de qualidade dos ecossistemas aquáticos e impôs prazos à concretização da sua recuperação. A gestão integrada e restauro de ecossistemas aquáticos será uma das áreas de maior intervenção no futuro na gestão de recursos hídricos.

O projecto UE InterregIIIC-Sul RIPIDURABLE, Gestão Sustentável de Galerias Ribeirinhas, decorreu durante 2004–2008, e foi dedicado a estudos sobre a ecologia e dinâmica de corredores fluviais, incluindo componentes hidrofísicas e biológicas, e na forma como este conhecimento pode ser utilizado na

correcta gestão destes ecossistemas, nomeadamente em acções concretas de restauro de funções. Três aspectos relevantes marcaram o projecto:

- a) uma equipa transdisciplinar, juntando valências e sensibilidades de diversas áreas científicas, incluindo geógrafos, ornitólogos, botânicos, ecologistas, engenheiros florestais, geneticistas, e outros;
- b) o aspecto profundamente actual e imperioso das temáticas desenvolvidas, tendo em conta a necessidade de gestão e restauro importadas pelos objectivos ambientais da Directiva Quadro da Água;
- c) o desenvolvimento e aplicação dos conhecimentos a corredores fluviais de vários países mediterrâneos (Portugal, França, Espanha e Grécia), onde é milenar a intervenção e alteração de galerias ribeirinhas, apesar de estas constituírem ecossistemas únicos na paisagem de muitos vales, sobretudo em época estival.

O enorme esforço realizado por todos os parceiros do projecto no sentido de cooperarem e disporem sem reservas os seus conhecimentos e contactos contribuiu de forma significativa para a qualidade do guia que aqui se apresenta. O ambiente caloroso, próximo e entusiasmante com que todos os autores partilharam os seus conhecimentos vê-se reflectido nos conteúdos do guia, tendo sido um prazer trabalhar nesta equipa.

A liderança editorial deste projecto representou em esforço enorme por parte do CIEF, do Instituto Superior de Agronomia e da Universidade de Évora com vista à conjugação de conhecimentos e experiências de universidades, institutos de investigação, administrações de conservação e de desenvolvimento regional e autarquias. Pese embora o esforço, esta parece-nos ser a forma correcta de agir, na prossecução da melhoria e conservação dos nossos ecossistemas.

Os conhecimentos acumulados ao longo do projecto RIPIDURABLE, e de outros projectos de temáticas similares, não finalizam de forma alguma as necessidades de conhecer mais e melhor as galerias ribeirinhas mediterrâneas e as formas da sua gestão e recuperação. Representam porém um acervo

sistematizado e estruturado que é a base deste Guia de Gestão. Para ele contribuíram não só os elementos do RIPIDURABLE, mas também outros investigadores envolvidos em projectos de restauro e de valorização fluvial, com diferentes perspectivas do ecossistema e

da forma de o gerir. O resultado constitui um marco didáctico, seguramente útil para todos os que lidam de alguma forma com a gestão de ecossistemas fluviais.

Maria Teresa Ferreira

Professor com Agregação, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade Técnica de Lisboa

Autores

Maria Helena Almeida

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos
Naturais, Ambiente e Território (DRAT)
Tapada da Ajuda, Pavilhão Florestal, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt>

Daniel Arizpe Ochoa (editor)

Centre per a la Investigació y l'Experimentació
Forestal (CIEF) Conselleria de Medi Ambient, Aigua,
Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana
Comarques del País Valencià 114-6, 46930 Quart de Poblet, Spain
<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, Spain
<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, Germany
<http://www.geobotanik.org/bergmeier/index.html>

Rhema H. Bjorkland

Duke University
135 Duke University Marine Lab Rd, Beaufort, North Carolina
28516, USA
<http://www.duke.edu/>

Ronald Bjorkland

Craven Community College
305 Cunningham Blvd., Havelock, North Carolina 28532, USA
<http://www.cravenc.edu/>

Pedro Brufao Curiel

AREA JURIDICA DE AEMS-RIOS CON VIDA;
Facultad de Derecho/ Universidad de Extremadura
Avda. de la Universidad, s/n
10071 Cáceres, Spain
<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 Athens-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Greece
<http://www.hcmr.gr>

Rui Cortes

Departamento Florestal, Universidade de Trás-os-
Montes e Alto Douro
UTAD, Apart. 1013 5001-801 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, France
<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, Greece
<http://www.env.uoi.gr/>

Michael Döring

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

Maria Cristina Duarte

Jardim Botânico Tropical, Instituto de
Investigação Científica Tropical, Lisboa, Portugal.

Lg. dos Jerónimos – Belém, P-1400-209 Lisboa, Portugal

<http://www2.iict.pt/jbt/>

Alcibiades N. Economou

Hellenic Center for Marine Research /
Institute of Inland Waters

46,7 km Athens-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Greece

<http://www.hcmr.gr>

Dalila Espirito-Santo

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Protecção das
Plantas e de Fitoecologia

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

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

André Fabião

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos
Naturais, Ambiente e Território (DRAT)

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

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

António Fabião

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos
Naturais, Ambiente e Território (DRAT)

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

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

Carla Faria

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos
Naturais, Ambiente e Território (DRAT)

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

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

Rosário Fernandes

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos
Naturais, Ambiente e Território (DRAT)

Tapada da Ajuda, Pavilhão Florestal, 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, Spain

<http://www.forestales.upm.es/>

Maria Teresa Ferreira

Instituto Superior de Agronomia – Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos
Naturais, Ambiente e Território (DRAT)

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

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

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, France

<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, Spain

<http://www.montes.upm.es>

Sofia Giakoumi

Hellenic Center for Marine Research /
Institute of Inland Waters

46,7 km Athens-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Greece

<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>

Gonçalo Leal

Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

Av. Afonso Costa 3, 1949-002 Lisboa, Portugal
<http://www.dgadr.pt>

Maria da Graça Saraiva

Faculdade de Arquitectura da Universidade Técnica de Lisboa / Centro de Sistemas Urbanos e Regionais (CESUR), Lisboa, Portugal

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

Irini Loi

ETANAM S. A. L.G.O. – Development Agency for South Epirus – Amyrakikos S.A. L.G.O.

Lascaratou – Periochi Ydragogeiou, 48100 Preveza, Greece
<http://www.etanam.gr>

Vassilis Hatzirvassanis

Granikou 57, Vironas GR-16233, Athens, Greece

Juan Carlos López Almansa

Universidad Católica de Ávila

C/ Canteros s/n, 05005 Ávila, Spain
<http://www.ucavila.es/>

Rita Hipólito

Câmara Municipal de Alpiarça

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

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, Spain
<http://www.caminos.upm.es/imt/imt.htm>

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>

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, Spain
<http://www.forestales.upm.es/>

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/>

Michael M. McClain

Florida International University, Department of Environmental Studies

11200 SW 8th Street Miami, Florida 33199, USA
<http://www.fiu.edu/>

Johannes Konstanzer

Tiroler Umweltnatwschaft

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

Ana Mendes (editor)

Instituto Superior de Agronomia – Universidade Técnica de Lisboa, Departamento dos Recursos Naturais, Ambiente e Território (DRAT)

Tapada da Ajuda, Pavilhão Florestal, 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>

Ilidio Moreira

Instituto Superior de Agronomia - Universidade
Técnica de Lisboa, Departamento de Protecção das
Plantas e de Fitoecologia

Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal
<http://www.isa.utl.pt>

Kátia Morgado

Consultor independente

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, USA
<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 Protecção das
Plantas e de Fitoecologia

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 (editor)

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 independente

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

Jean Roché

Consultor independente

53 rue de l'école. Le Sambuc. 13200 Arles. France

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, 20.080 San Sebastián, Spain
<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>

Pilar Vizcaino-Martinez

Grupo de Investigación en Hidrobiología -
ECOHIDRAULICA S.L.

Rodriguez San Pedro, 11bis Oficina 407
28015 Madrid, Spain
<http://www.ecohidraulica.com/equipotecnico.htm>

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>

Alexios Vlamis-Gardikas

Perrikou 40, Nea Philothei Athinon, GR-11524, Athens

Stamatis Zogaris

Hellenic Center for Marine Research /
Institute of Inland Waters

46,7 km Athens-Sounio, Mavro Lithari, Anavissos, Attiki, Greece
<http://www.hcmr.gr>

Klement Tockner

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei (IGB)

im Forschungsverbund Berlin e.V., Müggelseedamm 310, 12587
Berlin, Germany
<http://www.igb-berlin.de/>

Índice

Introdução

18 Introdução

Morfologia e dinâmica de zonas ripícolas. Princípios de gestão e restauro

- 24 1.1 Morfologia e dinâmica de zonas ripícolas
- 30 1.2 Princípios básicos do restauro fluvial
- 50 1.3 A importância da geomorfologia no delineamento de normas e princípios para a reabilitação das faixas ribeirinhas

Descritores de biodiversidade. Os rios como corredores ecológicos

- 66 2.1 Flora e vegetação de zonas ripícolas
- 84 2.1.1 A vegetação lenhosa ribeirinha na Grécia
- 89 2.1.2 As florestas ripícolas na Península Ibérica
- 96 2.2 A influência da vegetação ripícola nos peixes de água doce
- 101 2.3 Anfíbios e répteis semi-aquáticos
- 105 2.4 As aves ribeirinhas
- 110 2.5 Mamíferos

Avaliação da qualidade ecológicas das paisagens ribeirinhas

- 114 3.1 Pressões de origem antropogénica nos ambientes ribeirinhos
- 122 3.2 Análise da paisagem e do papel estruturante das galerias ribeirinhas
- 127 3.3 Protocolos visuais expeditos para a monitorização de áreas ripícolas
- 142 3.4 Estética da paisagem: avaliação da percepção social
- 148 3.5 Aplicação de detecção remota a áreas ripícolas
- 157 3.6 As aves como bio-indicadores de ecossistemas ripícolas

Desenvolvimento e implementação de um projecto

- 164 4.1 Planeamento
- 168 4.2 Orientações legais e administrativas para o restauro de rios e zonas húmidas
- 171 4.3 Desenho de projecto
- 177 4.4 Selecção de técnicas
- 192 4.5 Técnicas de Engenharia Biofísica utilizadas no restauro de rios
- 198 4.6 Máquinas
- 202 4.7 Instalação de vegetação ripícola
- 209 4.8 Galerias ribeirinhas: valor económico e boas práticas de gestão florestal

Casos de estudo

- 220 5.1 Uma área rural com um só proprietário: o projecto de mitigação do Paúl da Goucha
- 244 5.2 Múltiplos proprietários numa área rural: recuperação de um troço da Ribeira do Gandum e Rio Almansor
- 251 5.3 Múltiplos proprietários numa área protegida: restauro ecológico de florestas ripícolas em Amvrakikos, Grécia
- 268 5.4 Um proprietário público numa área rural: caso de estudo da envolvente da albufeira de Pedrógão
- 274 5.5 Múltiplos proprietários numa área protegida: revitalização do Rio Lech (Tirol)

Anexos

- 282 Lista de planos, comunicações e directivas Europeias relevantes
- 285 Parceiros do projecto RIPIDURABLE



Introdução

Introdução

A discussão acerca da "sustentabilidade ecológica" e/ou "desenvolvimento sustentável" é controversa e conceptualmente complicada. A utilização da expressão "sustentar" como substantivo e como adjectivo nestes dois termos apresenta uma contradição ontológica evidente, que se enraizou profundamente em todos os sectores da sociedade e da sua linguagem, especialmente na linguagem política, chegando inclusivamente ao título deste livro. Se nos centrarmos estritamente no significado do verbo "sustentar", proveniente do latim *sustinere* (*sus* – "vindo de baixo" e *tenere* – "segurar", ou "ter/possuir", se tivermos em consideração a evolução da língua Portuguesa), é evidente o carácter estático deste termo, completamente oposto à definição de "desenvolvimento", que implica dinamismo, movimento, mudança, progresso, entre outras (Redclift, 2005; Noguera de Echeverri, 2006). Igualmente, se considerarmos a ecologia como a ciência que estuda as inter-relações entre os seres vivos e a sua interacção com o ambiente, definida fundamentalmente pela dinâmica dos processos físicos, químicos e biológicos (Margalef, 1992), concluimos que tentar "sustentar" estes sistemas, por definição fortemente dinâmicos, é um paradoxo.

Porquê então dedicar um livro à gestão sustentada de zonas ripícolas? Essas áreas, ao estarem associadas aos sistemas fluviais, estão, em maior ou menos escala, sobre a influência constante de um regime de alterações e processos hidro-geomorfológicos extremos. Precisamente por essa razão, albergam um dos conjuntos de comunidades biológicas mais dinâmicos e heterogéneos que existem na natureza (Ward e Tockner, 2001; Piegay *et al.* 2003).

Para compreender a "sustentabilidade" deve ter-se em consideração que a sua definição é um resultado de uma convenção política e social nascida no final dos anos 80 do Século 20 com o Relatório Brundtland (intitulado "O Nosso Futuro Comum"), que culminou alguns anos mais tarde na Declaração do Rio sobre Ambiente e Desenvolvimento (UNCED, 1992). Esta declara que a sustentabilidade exige que se conciliem "três pilares" de desenvolvimento: crescimento económico, justiça social e a conservação do ambiente. No centro desses pilares encontram-se as pessoas, como se refere no Princípio 1 da Declaração: "Os seres humanos estão no centro das preocupações com o desenvolvimento sustentável. Têm direito a uma vida saudável e produtiva em harmonia com

a natureza." Segundo esta definição, são os seres humanos que, numa visão totalmente antropogénica, definem os objectivos da sustentabilidade, incluindo a conservação do ambiente e da biodiversidade. Esta é a razão para que os conceitos relacionados com o termo "sustentabilidade" estejam forçosamente relacionados com um qualquer tipo de actividade humana e respectivos impactos sobre a natureza; é também por isso que, como já foi anteriormente referido, definir "sustentabilidade ambiental" por si mesma, isto é, através de um ponto de vista biocêntrico é, no mínimo, questionável. O objectivo de mencionar tudo isto é o de salientar que, ao falarmos sobre "zonas ripícolas sustentáveis", fazemo-lo com a intenção consciente de intervir no seu funcionamento, independentemente de permitirmos o seu normal funcionamento, regulando-as de algum modo ou explorando os seus recursos naturais. Por outras palavras, quando nos referimos à sustentabilidade das zonas ripícolas, referimo-nos à sua gestão.

Tendo em conta a grande variedade de interesses que coexistem na sociedade como um todo e o quão vaga é a definição de sustentabilidade, é muito fácil que objectivos radicalmente opostos surjam inseridos nesta mesma ideia, valendo praticamente de tudo (Arribas Herguedas, 2007). Isto significa que a definição dos critérios a seguir dentro de um programa de gestão sustentável de zonas naturais é essencial, sendo o propósito central deste livro precisamente o de sugerir ideias que ajudem a definir esses critérios.

Um modelo de gestão sustentável, ou racional, do ambiente natural deve basear-se numa profunda compreensão do seu funcionamento, a partir da qual seja possível determinar os impactos que qualquer actividade humana possa ter sobre os sistemas naturais e tentar minimizá-los ao máximo. Os sistemas ripícolas proporcionam à sociedade muitos serviços ambientais importantes, como irá ser visto ao longo deste livro, e preservá-los ao longo do tempo deve ser um dos objectivos principais de qualquer medida de gestão, de modo a garantir a sobrevivência das gerações futuras. Por outro lado, sabe-se que a eficiência dos sistemas naturais no cumprimento das suas funções ecológicas e, consequentemente, na disponibilização de serviços ambientais, aumenta proporcionalmente ao estado de conservação, atingindo níveis máximos em ambientes prístinos

ou selvagens (SER, 2004; MEA, 2005). Conservar, nas situações de bom estado ecológico, e restaurar, nas situações de degradação, os elementos que ajudem a manter a dinâmica natural dos sistemas ripícolas deverá ser o objectivo ideal a atingir em qualquer plano de gestão, pois num sistema em bom estado os processos de sucessão ecológica adequam-se às características hidro-geomorfológicas e bioclimáticas do local; como tal, as comunidades biológicas que se estabelecem no local possuem um grau de resiliência (capacidade de adaptação) superior (Aronson *et al.*, 2007). Deste modo, assume-se que, quanto melhor for o estado de conservação da zona natural, mais estável esta será ao longo do tempo e necessitará de menos intervenções e recursos externos para garantir o seu bom funcionamento.

A compreensão do funcionamento dos complexos sistemas ripícolas não pode ser abordada de um modo unilateral, mas sim através de uma abordagem multidisciplinar que integre múltiplas disciplinas e variados pontos de vista. Assim, como este livro tem como objectivo proporcionar ao leitor uma perspectiva global do que são os sistemas ripícolas e como funcionam, recorrendo para tal apenas a critérios sociais, políticos e científicos válidos. Na sua elaboração participaram 58 autores, onde cada um abordou esta problemática segundo a sua perspectiva especializada. Como é evidente, esta mesma variedade de abordagens e pontos de vista tornou mais difícil a tarefa de garantir um fio condutor coerente nesta obra. Como seus editores, esperamos ter estado à altura da tarefa. O presente guia foi pensado para servir principalmente como uma ferramenta prática para os gestores e profissionais implicados na conservação e/ou restauro de rios e margens ribeirinhas, podendo ser também um livro de consulta para estudantes e académicos ou uma fonte de ideias que desperte o interesse do grande público para estes temas. Se tivermos sido capazes de transmitir ao leitor a necessidade de conservar e proteger os rios e respectivas margens, com a sua estrutura e funções naturais, sentir-nos-emos plenamente satisfeitos.

Sendo uma compilação, esta obra pode ser lida seguindo a ordem natural dos capítulos ou através da escolha de capítulos individuais, segundo o interesse e necessidade do leitor. Esta versatilidade resulta do esforço investido na estruturação do livro, garantindo que cada capítulo seja uma unidade independente, contendo uma ideia completa se lido individualmente, mas também que a ordem dos capítulos proporcione um seguimento encadeado

da informação à medida que se avança na leitura e que o livro faça sentido como um todo. Tentámos abordar a maioria dos aspectos e temas principais que afectam a integridade dos ecossistemas ripícolas, procurando sempre manter uma visão ampla que seja aplicável para a vasta maioria dos casos. Ainda assim, é evidente uma marcada tendência mediterrânea, devido à origem geográfica da maioria dos autores e ao contexto no qual surgiu esta publicação.

Na primeira parte deste livro definem-se os conceitos básicos sobre a dinâmica e morfologia das áreas ripícolas, a matriz sobre a qual todos os outros processos decorrem, bem como as leis que os regem. Nesta secção definem-se também os princípios básicos do restauro fluvial, desde uma análise detalhada do conceito de "restauro", bem como alguns exemplos mais específicos sobre cálculos de Engenharia Natural (também denominada Engenharia Biofísica) para estimar o potencial de erosão fluvial em taludes. Na segunda parte são apresentados de forma breve os elementos bióticos dos sistemas ripícolas. Os grupos foram divididos em vegetação, peixes, anfíbios e répteis, aves e mamíferos. Os diferentes grupos biológicos e espécies são abordados sob o ponto de vista dos seus habitats e dinâmicas, uma vez que esta é a informação que se considera mais relevante para a elaboração de planos de gestão ou de um projecto de restauro, em vez de uma abordagem reducionista ao nível da espécie (Armsworth *et al.* 2007). Deste modo, incluem-se também dois capítulos onde se descrevem as principais comunidades ripícolas dos dois extremos da Região Mediterrânica Europeia: as penínsulas Balcânica e Ibérica. A terceira parte contém uma miscelânea de temas relacionados com diferentes ferramentas de avaliação e estudo das áreas ribeirinhas. Em vez da abordagem mais descritiva das secções anteriores, principalmente da segunda, os capítulos desta secção confrontarão o leitor com a complexidade da abordagem, compreensão e, acima de tudo, quantificação da natureza e dos seus processos, para depois abordar a difícil tarefa de descrever-los e explicá-los. Uma vez conhecidos os principais elementos e o funcionamento das zonas ripícolas, bem como algumas formas de os estudar, o leitor irá estar um pouco melhor preparado para passar à acção. Na quarta parte desta publicação descrevem-se os principais elementos constituintes dos processos de elaboração e execução de um projecto de restauro ecológico, partindo de uma abordagem multidisciplinar. Nesta fase também se abordam diferentes técnicas e máquinas utilizadas na manutenção de leitos e margens, assim como algumas

técnicas de Engenharia Natural para a estabilização de taludes e métodos e critérios para a reintrodução e estabelecimento de vegetação ripícola. Nesta secção também se podem encontrar algumas recomendações sobre a gestão e utilização florestal de zonas ripícolas. A quinta e última parte do livro apresenta os três projectos de reabilitação ecológica elaborados durante o Projecto RIPIDURABLE, bem como outros dois projectos sobre o mesmo tema. Os argumentos teóricos discutidos nos capítulos anteriores podem ser avaliados nestes cinco exemplos de intervenções sobre sistemas ripícolas em contextos muito diferentes. Um dos principais pontos de interesse centra-se nas diferentes formas da propriedade e uso dos terrenos e a sua influência na execução do projecto e posterior gestão das áreas reabilitadas. Para finalizar, disponibiliza-se aos leitores uma lista contendo os nomes de instituições de interesse, relacionadas com este tema, bem como uma lista contendo as normativas europeias relevantes para a gestão dos rios e margens.

Este livro é um dos resultados de um projecto inter-regional de cooperação chamado RIPIDURABLE (www.ripidurable.eu), co-financiado pela União Europeia através do programa INTERREG IIIC Sul. O projecto RIPIDURABLE durou três anos e meio e juntou dez parceiros, provenientes de quatro países da Europa do Sul, com o objectivo de obter soluções para problemas relacionados com a gestão e restauro de zonas ripícolas. Os parceiros do RIPIDURABLE seleccionaram a equipa editorial e elaboraram a estrutura e conteúdos nucleares do guia através de um processo participativo, que decorreu de modo a aglutinar os contributos e sugestões provenientes dos diferentes membros que participaram na sua estruturação. Os editores e a maioria dos autores pertencem às entidades parceiras do RIPIDURABLE. Os restantes autores foram seleccionados de diferentes formas, de modo a satisfazer as necessidades remanescentes de elaboração de conteúdos, formando um grupo de especialistas grande e diversificado que se envolveu activamente neste projecto. Temos consciência que todos eles estão activamente envolvidos no seu trabalho e muito ocupados com as suas tarefas normais, como tal estamos profundamente agradecidos por terem dispendido tanto tempo e esforço neste livro. O mínimo que poderíamos fazer é

registar o nosso agradecimento neste local. De facto, todos os autores, internos e externos, mais do que satisfizeram as nossas expectativas: muito obrigado a todos.

A criação de um livro exige mais do que autores e editores. Assim, gostaríamos de agradecer a várias outras pessoas que, directamente ou indirectamente, estiveram envolvidas nesta obra. Queremos mencionar de forma particular os responsáveis pela edição Francesa, Paula Dias e pela edição Grega, Panayotis Dimopoulos, pela sua paciência e compreensão ao longo de todo o processo de edição. A contribuição de Georgina Hardinge foi vital, através da correcção dos textos Ingleses e da disponibilização de comentários pertinentes. Não menos importantes foram as contribuições de Esther Tortosa, Ana Izquierdo, Rosa Gómez e Nuno Paulino, que auxiliaram ao lidar com todos os procedimentos legais e administrativos que foram necessários. Este livro não teria sido possível sem o apoio de todas as instituições que o financiaram e das pessoas que ajudaram a tornar mais fluido o complexo processamento de bolsas e pagamentos. Deste modo, gostaríamos de expressar a nossa gratidão à equipa do programa INTERREG IIIC Sul em Valência, em especial a Amparo Montán Montesinos, aos membros da Unidade de Coordenação Nacional de Portugal, Fernando Nogueira e Raquel Baptista, e às equipas de administração dos dez parceiros do RIPIDURABLE. Os nossos agradecimentos estendem-se a todos aqueles que gentilmente cederam fotografias e desenhos, melhorando significativamente o valor educacional e a aparência deste guia, bem como aos designers, Vanessa e Patrícia, por lhe terem dado forma e cor. Finalmente, e acima de tudo, estamos agradecidos a todos os parceiros do projecto RIPIDURABLE por terem depositado a sua confiança em nós, apoiando-nos em todos os momentos, em particular ao Stam, Arantxa, Carla, André, Carlos, Irini, Jean e Filipa.

Tudo o que nos resta fazer neste momento é esperar que este livro seja do vosso agrado e desejar-vos uma leitura agradável.

Os Editores

Bibliografia

- 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
- Aranson 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. In 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 (URL: 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. (URL: <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

1

Morfologia e Dinâmica de Zonas Ripícolas



Definição e delimitação de zonas ripícolas

As zonas ripícolas são áreas tri-dimensionais de transição, onde se processa uma interacção directa entre os ecossistemas aquático e terrestre. As zonas ripícolas estendem-se desde a margem do meio aquático até à orla dos sistemas que já não são influenciados pelo curso de água (Gregory, 1991; Naiman *et al.*, 2005; Stanford *et al.*, 2005; Malard *et al.*, 2006) (Figura 1.1.1). A dimensão da zona ripícola varia desde faixas muito estreitas nas cabeceiras, onde as poucas características geomórficas que possuem estão quase totalmente integradas na floresta ripícola, até sistemas complexos ao longo de rios de grande dimensão, caracterizados por planícies de aluvião fisicamente diversificadas (Gregory, 1991; Naiman e Décamps, 1997). A largura da zona activa

aumenta de jusante para montante; no entanto, a área total coberta pelas zonas ripícolas permanece relativamente constante ao longo dos cursos de água de diferente ordem (Tabela 1.1.1).

As zonas ripícolas proporcionam múltiplos serviços de ecossistema, pois funcionam como mediadoras e integradoras da interface terrestre-aquática, sendo também importantes locais de armazenamento de água, recarga de aquíferos subterrâneos e de conversão de nutrientes e matéria orgânica (Hughes, 1997; Dwire e Lawrence, 2006). Deste modo, as áreas ripícolas são ecossistemas chave nas bacias hidrográficas.

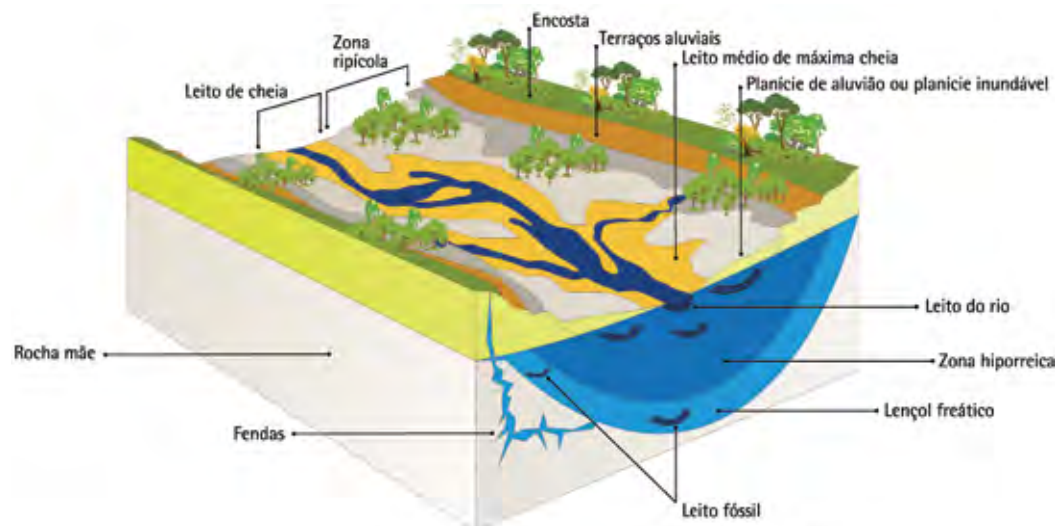


Figura 1.1.1 Vista tri-dimensional dum ecossistema ripícola, incluindo elementos de paisagem superficiais e sub-superficiais (adaptado de Stanford *et al.* 2005).

Tabela 1.1.1 Classificação hierárquica, número estimado de cursos de água, comprimento total e médio de rios e ribeiros, largura ripícola média e área ripícola/planície de aluvião total nos EUA (adaptado de Leopold *et al.*, 1964; Brinson, 1993; Tockner e Stanford, 2002).

Classificação hierárquica	Número	Cumprimento médio (km)	Cumprimento total (km)	Largura ripícola estimada (m)	Área de planície de aluvião (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

Factores motrizes chave em zonas ripícolas

As forças motrizes chave para os processos biogeoquímicos e padrões de biodiversidade nas zonas ripícolas incluem o encaminhamento das águas superficiais e sub-superficiais, a produção, decomposição e armazenamento da matéria orgânica, o transporte de sedimentos, as alterações no canal e formação de habitat, a perturbação e sucessão, assim como a heterogeneidade térmica. Estas forças impulsionadoras criam uma gama dinâmica de habitats aquáticos, anfíbios e terrestres, que pode ser designado como mosaico móvel de habitats (*Shifting Habitat Mosaic* – SHM) (Poole, 2002; Ward *et al.*, 2002; Lorang *et al.*, 2005; Stanford *et al.*, 2005). O termo “móvel” refere-se especificamente ao facto de que os tipos específicos de habitat podem alterar a sua localização, dimensão e configuração ao longo do tempo, embora a abundância global dos diferentes tipos de habitat possa permanecer constante (Arscott *et al.*, 2002).

As áreas ripícolas são sistemas abertos e dinâmicos, ligados longitudinalmente, lateralmente e verticalmente através de processos hidrológicos e geomórficos, assim como de sucessões de vegetação (Gregory, 1991). Estes factores funcionam como precursores primários do ecossistema, que criam, estruturam, mantêm e destroem o complexo e heterogéneo conjunto de diferentes habitats ripícolas. Os habitats variam desde superfícies sedimentares básicas (por exemplo, depósitos de areia e gravilha), com variações térmicas extremas, elevado stress hídrico e, como tal, baixa produtividade, até ambientes ricos em recursos que sustentam uma alta produtividade, como ilhas vegetadas e florestas ripícolas (Naiman *et al.*, 2005; Tockner *et al.*, 2006a; Doering *et al.*, in review) (Figura 1.1.2). O rejuvenescimento contínuo cria e

mantém a complexidade e diversidade das parcelas de habitat com diferentes idades e em distintas etapas sucessionais. A diversidade etária dos habitats pode ser utilizada como um indicador integracional, para avaliar a integridade dos sistemas ripícolas. A regularização de caudais, a canalização e o corte do regime de sedimentos reduzem a diversidade etária, principalmente através da perda dos tipos de habitat jovens (etapas sucessionais recentes, frequentemente com espécies pioneiras ameaçadas).

A hidrologia é a principal variável configuradora das zonas ripícolas. Os caudais de ponta de cheia, incluindo as alterações da morfologia do canal, criam e estruturam a distribuição da vegetação, a topografia e as estruturas geomórficas (Gregory, 1991; Hughes, 1997). A estruturação hidrológica e geomorfológica das zonas ripícolas depende do momento, duração, frequência e magnitude do escoamento, bem como da periodicidade do mesmo (Gregory, 1991; Malanson, 1993; Naiman *et al.*, 2005). As cheias ocasionais de curta duração (por exemplo, um evento com um período de retorno de 100 anos) tendem a ser destrutivas, provocando mortalidade da vegetação e dando origem a fenómenos erosivos em extensas áreas, enquanto que escoamentos mais baixos e menos espaçados no tempo (por exemplo, com um período de retorno de 1 ano), tendem a ser construtivos, através da deposição, erosão local e transporte de materiais e propágulos (Hughes, 1997).

A erosão e deposição de nutrientes e sedimentos afecta a tendência sucessional do padrão de solo e vegetação ao longo da zona ripícola. A vegetação, por sua vez, afecta os padrões hidráulicos e geomorfológicos, através da sua capacidade de agregar sedimentos e nutrientes e de reter água

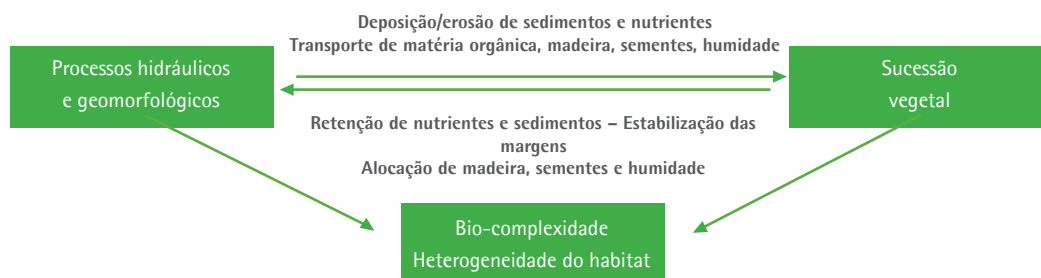


Figura 1.1.2 A relação dinâmica entre os processos hidrológicos, geomórficos e ecológicos, que dá origem à bio-complexidade. A bio-complexidade pode ser definida como o grau até ao qual os sistemas ecológicos incluem os componentes biológicos, sociais e físicos numa estrutura espacialmente explícita, incluindo as contingências históricas ao longo do tempo. As três dimensões da bio-complexidade são a heterogeneidade, a conectividade e a história.

que escoe através da zona ripícola (Hughes, 1997; Gurnell e Petts, 2006). Estas complexas respostas abióticas-bióticas dão origem a condições de solo extremamente variáveis, ao nível do teor de humidade, da granulometria e do teor em nutrientes (Gregory, 1991; Doering *et al.*, em revisão (Tabela 1.1.2). Desta forma, as comunidades de plantas ripícolas possuem um alto nível de diversidade estrutural e florística. Para além de perturbações fluviais, as comunidades de plantas ripícolas são também afectadas pela frequências das perturbações provenientes de áreas adjacentes, tais como vento, fogo e surtos de doenças e pragas.

Os fragmentos lenhosos de grandes dimensões provenientes da vegetação ripícola, e distribuídos pelas correntes, são um importante componente das áreas ripícolas. Eles providenciam habitats e refugio para a flora e fauna, retendo também matéria orgânica e nutrientes (Gurnell, 1997; Hughes, 1997; Gurnell *et al.*, 2005). O aparecimento de

ilhas revestidas de vegetação depende fortemente da acumulação de fragmentos lenhosos de grandes dimensões, que irão suportar o crescimento da vegetação através da captura de sedimentos finos, da retenção de humidade e da disponibilidade de nutrientes provenientes do material vegetal em decomposição (Gurnell *et al.*, 2005). As ilhas são "elementos de paisagem de alta energia" (Osterkamp, 1998) ao longo dos rios, representando mosaicos ripícolas no interior do curso de água. Elas são elementos chave da paisagem ribeirinha, devido ao grande comprimento do seu ecotono, à sua fauna e flora variada e à sua importância como fonte de nutrientes e matéria orgânica para áreas adjacentes, menos produtivas. Simultaneamente, elas estão entre os primeiros elementos da paisagem a desaparecer como consequência da regulação de caudais e artificialização dos rios. As ilhas podem ser consideradas como indicadores sensíveis da integridade dos corredores ripícolas.

Corredores ripícolas e conectividade da paisagem

Os tipos individuais de habitat das zonas ripícolas variam largamente no seu grau de produtividade, camada orgânica do solo, respiração dos sedimentos e na capacidade de mineralizar a matéria orgânica. As manchas de vegetação muito produtivas, como as ilhas, estão frequentemente ligadas a habitats com produtividade inferior, como os de gravilha nua (Brunke e Gonser, 1997; Tabacchi *et al.*, 1998; Gurnell *et al.*, 2001; Tockner *et al.*, 2005) (Tabela 1.1.2).

As zonas ripícolas possuem um importante papel na remoção e retenção das partículas inorgânicas, matéria orgânica e nutrientes. A vegetação ripícola aumenta a rugosidade da superfície do solo, podendo provocar a diminuição da velocidade da água, com o consequente aumento da sedimentação de partículas. A porção aérea da vegetação ripícola, assim como a componente radicular da mesma (raízes finas) e as comunidades microbianas, possuem a capacidade de assimilar nutrientes dissolvidos provenientes das águas superficiais e sub-superficiais (Tabbacci, 1997). Deste modo, elas possuem uma importante função tampão em relação aos poluentes provenientes de montante e das áreas terrestres adjacentes. Estudos realizados nas planícies costeiras da Geórgia (EUA), demonstraram que as florestas ripícolas reteram mais de 65% do azoto e 30% do fósforo proveniente das

áreas agrícolas adjacentes que atingiu a solução do solo (Lowrance *et al.*, 1984).

As áreas ripícolas providenciam um conjunto abundante e diversificado de recursos alimentares para as comunidades terrestres e aquáticas. Por exemplo, Fisher e Likens (1973), demonstraram que no Rio Bear, no New Hampshire (EUA), mais de 98% da matéria orgânica de rios e ribeiros era fornecida pela floresta ripícola circundante. Langhans *et al.* (2006) também obtiveram valores semelhantes para o Rio Tagliamento, no Nordeste de Itália. Para além da matéria orgânica particulada, as zonas ripícolas também podem contribuir para os ecossistemas fluviais com quantidades substanciais de nutrientes e de matéria orgânica dissolvida (MOD). Os nutrientes e a MOD presente no lençol freático são provenientes da lixiviação directa de áreas insaturadas das zonas ripícolas durante períodos de cheia, ou indirecta através de escoamento sub-superficial (Gregory, 1991; Naiman e Dechamps, 1997). O intercâmbio de matéria orgânica e nutrientes entre os diferentes elementos da paisagem ribeirinha e o rio depende largamente da época do ano e das condições hidráulicas, mas pode atingir valores substanciais, especialmente durante fenómenos de cheia (Langhans *et al.*, 2006).

Tabela 1.1.2 Diferenças entre a matéria orgânica (MO) solo/sedimento, biomassa autotrófica, Produtividade Primária Líquida (PPL), respiração dos sedimentos, e decomposição da folhada em elementos de paisagem ripícola no corredor do Rio Tagliamento (valores estimados a partir de diferentes fontes).

	MO solo/ sedimento (g OM m ⁻²)	Biomassa autotrófica (g OM m ⁻²)	PPL (g OM m ⁻² yr ⁻¹)	Respiração sedimentos (g OM m ⁻² yr ⁻¹) ⁴⁾	Decomposição (folhas de <i>P. nigra</i>) (k-value) ⁵⁾
Terrestre					
▪ Gravilha nua	▪ 500	▪ 200	▪ 200	▪ 50	▪ 0.0020
▪ Ilha pioneira	▪ 2000	▪ 600	▪ 800	▪ 300	▪ 0.0019
▪ Ilha estabelecida	▪ 6000	▪ 5000	▪ 2000	▪ 1500	▪ 0.0023
▪ Floresta ripícola (resinosas)	▪ 10000	▪ 7000	▪ 2000	▪ 1500	▪ 0.0019
▪ Floresta ripícola (folhosas)	▪ 12000	▪ 7000	▪ 2000	▪ 1500	▪ 0.0019
Aquático					
▪ Canal lótico	▪ 500 – 5000	▪ 10 – 60 ¹⁾	▪ 0 ²⁾	▪ 500 – 1500	▪ 0.0231
▪ Charco para-fluvial	▪ 6000	▪ 50	▪ 0 ²⁾	▪ 1500	▪ 0.0052
▪ Charco orto-fluvial	▪ 10000	▪ 1	▪ -1500 ³⁾	▪ -1500	▪ 0.0055

1) provavelmente 10–20 g OM m⁻², no canal principal, provavelmente até 50 g OM m⁻² no canal aluvial sem interligação terrestre

2) canais lóticos P/R = 1

3) sistema heterotrófico (ensombrado pelo denso copado ripícola) P/R cerca de 0

4) estimativas baseadas em dados preliminares (M. Doering, não publicado)

5) dados preliminares, sacos de malha larga (S. Langhans, não publicado.)

Zonas ripícolas: Centros regionais de biodiversidade

As zonas ripícolas contribuem fortemente para a heterogeneidade e dinâmica dos habitats adjacentes. Através do ensombramento reduzem a temperatura da água do rio, especialmente nos cursos de água de baixa ordem. Também proporcionam um ambiente mais fresco, devido à evapotranspiração do solo e ao facto da toalha freática estar à superfície ou perto dela. Os diferentes elementos da paisagem ripícola potenciam as trocas entre a água superficial e água sub-superficial, aumentando deste modo a heterogeneidade térmica nas linhas de água. A vegetação ripícola controla a estabilidade do canal e das margens. Frequentemente as bifurcações no canal são mediadas por ilhas e destroços lenhosos de grandes dimensões, criando desse modo numerosos habitats diferentes, como charcos e rápidos (Gregory, 1991; Tabbacci, 1997; Naiman *et al.*, 2005). Devido à sua localização no ponto de cota mais baixa do vale,

as áreas ripícolas possuem um importante papel no controlo e integração do fluxo de matéria e energia na totalidade da bacia hidrográfica.

Finalmente, as áreas ripícolas são “pontos quentes” de importância global para a biodiversidade (Naiman *et al.*, 2005; Richardson e Danehy, no prelo). As zonas ripícolas proporcionam um importante refúgio para as comunidades aquáticas e terrestres, a partir de onde pode ter início a recolonização na sequência de uma perturbação. Os processos geomórficos (isto é, os regimes de perturbação) dominantes vão sofrer alterações consoante a localização ao longo do corredor ribeirinho, sendo que tal situação também influencia a disponibilidade de refúgios, bem como a adaptação específica do biota para lidar com esses regimes de perturbação (Tockner *et al.*, 2006b) (Tabela 1.1.3).

Tabela 1.1.3 Tipologia fluvial, regime de perturbação, refúgio e adaptação dos invertebrados aquáticos ao longo de um corredor ripícola (adaptado de Tockner *et al.*, 2006b).

Localização, Tipologia fluvial	Regime de perturbação	Refugio	Adaptação
Troço de cabeceira Recto	- Avalanches - Circulação de destroços - Seca	- Tributários - Zona hiporreica - Heterogeneidade do substrato	- Deriva - Adaptação morfológica - Ciclo de vida
Troço de planalto Anastomosado	- Deslizamentos - Processos de erosão e sedimentação	- Habitats nas margens - Zonas mortas - Destroços lenhosos de grandes dimensões - Zona hiporreica	- Mobilidade - História de vida flexível - Espalhamento do risco
Troço de planície Meanderizado	- Inundações - Migração do canal lateral	- Planície de aluvião - Destroços lenhosos de grandes dimensões - Charco/água estagnada	- Adaptação comportamental/fisiológica - Diapausa

Bibliografia

- Arscott 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, Gonser 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 (s/d) Soil and sediment respiration pattern in a complex river floodplain mosaic (Tagliamento River, Northeast Italy). *Ecology*, in review
- 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, GE Likens (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 F MR (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. PhD Thesis. 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 Jr. J, Hendrickson Jr. O, Leonard R, Asmusen 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 river-scape 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, Daney RJ (s/d) A synthesis of the ecology of head-water streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science*
- 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, Stanford JA (2002) Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation* 29:308-330

Tockner K, Karaus U, Paetzold A, Claret C, Zettel J (2006a) Ecology of braided rivers. In: Sambrook Smith G, Best J, Bristow C, Petts GE (eds). *Braided Rivers*, 339-358. IAS Special Publication, Blackwell Publisher

Tockner K, Bunn SE, Quinn G, Naimann R, Stanford JA, Gordon C (2005) Floodplains: Critically threatened ecosystem. In: Polunin NC (ed). *The state of the world's ecosystems*. Cambridge University press, Cambridge

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

Ward JV, Tockner K, Arscott DB, Claret C (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47:517-539

Não existem “receitas” ou soluções pré-existentes que determinem detalhadamente as etapas a seguir num projecto de restauro fluvial. Tal situação deve-se ao facto de cada rio ser um novo desafio e apresentar uma realidade própria, não existindo soluções universais. A estratégia de intervenção para cada situação deve ser baseada numa análise criteriosa e numa reflexão cuidada. As propostas técnicas devem utilizar o conhecimento existente sobre os processos envolvidos e sobre os materiais e procedimentos relevantes.

Neste capítulo pretende-se abordar os aspectos conceptuais do restauro fluvial, nomeadamente aqueles que devem servir de orientação na identificação de problemas e respectivas causas e efeitos, de modo a se estabelecerem prioridades e objectivos, planejar estratégias e projectar intervenções orientadas para a preservação da verdadeira natureza dos rios. Nele são apresentados alguns dos princípios que regem propostas técnicas de restauro fluvial.

O que é um rio?

Para um leigo, um rio é simplesmente um canal, que, na melhor das hipóteses, inclui um ecossistema aquático e outro ripícola. Este conceito limitado de rio, um curso de água fluindo entre margens, é não só incorrecto, por ser incompleto, como também é perverso.

É incompleto porque um rio apresenta uma realidade muito mais complexa e ampla, que vai muito além da definição de um simples curso de água e respectiva margem. Numa escala territorial mais ampla, a bacia hidrográfica dum rio, que é muito mais do que uma mera estrutura linear na rede de drenagem, sustenta um complexo sistema de interacções no espaço e no tempo. Estas interacções, por sua vez, dão origem a um grande número de processos fortemente dinâmicos e interligados entre si. Deste modo, um rio deve ser considerado um sistema no qual nem sempre é fácil separar as causas dos efeitos, e onde os componentes bióticos e abióticos interagem de forma contínua e dinâmica. Trata-se de um sistema definido numa vasta rede territorial, sendo necessário considerar todo o seu espaço e dinâmicas. Adicionalmente a estes aspectos, também se deve considerar o papel do rio como um elemento estruturador da paisagem e, consequentemente, um factor chave na composição, organização e estrutura de todo o território. Esse papel é extremamente importante em regiões como a Mediterrânica, onde a água é escassa e de distribuição espacial e temporal irregular. O papel do rio vai muito para além da mera composição, estrutura e funções do sistema fluvial, sendo o pilar que suporta e articula os ecossistemas circundantes.

O conhecimento desadequado dos rios pode também ser perverso, porque uma abordagem limitada pode facilmente redundar em erros importantes:

- a) As prioridades definidas nem sempre estarem de acordo com as necessidades reais.
- b) As intervenções iniciarem-se sem a ponderação devida da resposta do rio ou do seu potencial para o auto-restauro natural.
- c) As técnicas e materiais utilizados para solucionar ou amenizar um problema podem causar novos problemas, ou agravar outros já existentes.

Normalmente a origem dos problemas locais não se encontra no troço de rio que está a ser restaurado. É perfeitamente possível que as soluções para alguns dos problemas locais identificados provoquem novos problemas a montante ou a jusante; também podem alterar as dinâmicas de outros processos, dando origem a disfunções ainda maiores do que as que se pretendia corrigir inicialmente.

Outros intervenientes podem utilizar esses falhanços para salientar que a abordagem utilizada é incorrecta, e de que os rios devem ser geridos de acordo com as aspirações infundadas de controlo e domesticação completa que determinados sectores da sociedade advogam como o único modo de lidar com questões de gestão de rios.

Deste modo, é imprescindível compreender e aceitar o que um rio realmente é. A tarefa de providenciar uma definição académica, que seja não só exacta e completa, mas também uma descrição adequada da verdadeira essência de um rio, não é de todo simples, tendo em consideração a natureza extremamente intrincada, abrangente e complexa do tema. As indicações que se seguem devem ser encaradas como uma espécie de abordagem preliminar:

Um rio é um curso natural de água e sedimentos, no qual tem lugar uma interacção muito próxima, dinâmica e permanente entre os componentes bióticos e abióticos (aquáticos e terrestres) e os seus processos e funções; tudo isto tem lugar num amplo contexto espacial e temporal.

Com base nesta definição, apesar da sua incontestável complexidade, podem-se estabelecer mais alguns tópicos didácticos. A Tabela 1.2.1 inclui alguns desses pontos.

Tabela 1.2.1 O que é um rio.

Um rio é:

- Água, em quantidade e qualidade adequadas, bem como com regimes de escoamento apropriados
- O espaço que é necessário para o desenvolvimento da sua dinâmica geomorfológica
- Um biótopo em forma de mosaico, ao longo de um gradiente transversal (troço superior, médio e inferior) e vertical (canal, zona hiporreica e aquífero)
- Simultaneamente biota aquático e terrestre, com graus de dependência do rio muito variados
- Processos e interacções, entre componentes do rio propriamente dito e entre a linha de água e os ecossistemas circundantes, que ocorrem em escalas muito variáveis no espaço e no tempo
- Um activo, pertencente à herança cultural e sentimental da humanidade

Um rio não é:

- Um canal para a evacuação de água e sedimentos
- Uma fossa
- Um espaço não utilizado
- Uma fonte de recursos hídricos
- Uma massa de água fluindo ao longo duma cidade
- Um parque equipado com um espelho de água mais ou menos apelativo
- Uma barra de plasticina para ser moldada ao nosso gosto
- Um lugar para nadar e pescar
- Um mero sistema hidráulico

Um rio é água, espaço e tempo. Um rio é vida – a vida particular de cada um – e um meio para a vida de outros. Um rio é mudança permanente e diversidade. Um rio é uma estrada e uma ponte. Um rio é uma oportunidade para sentir emoção e para preencher a alma de cada um.

Como funciona um rio?

Desde o início dos tempos que o homem tem beneficiado dos rios, sem parar para compreender os princípios básicos ambientais que permitem que o sistema fluvial conserve a sua vitalidade.

A expansão relativamente recente da ecologia fluvial gerou diversos modelos que nos auxiliam a compreender o funcionamento dos rios.

Os exemplos mais representativos estão incluídos na Tabela 1.2.2. Actualmente verifica-se um consenso generalizado entre a comunidade científica de que o regime de escoamento natural é o principal agente estruturador dos ecossistemas fluviais.

O regime de escoamento proporciona uma estrutura para os componentes e processos aquáticos e ripícolas. Modela as suas condições ambientais e dá origem a uma variedade de habitats, permitindo também uma interacção dinâmica entre esses mesmos habitats (Poff *et al.*, 1997; Strange *et al.*, 1999; Richter e Richter, 2000; Arthington, 2002; Bunn e Arthington, 2002; Naiman *et al.*, 2002; Nilsson e Svedmark, 2002).

Este regime determina o formato, tamanho e complexidade do canal, a distribuição de rápidos e charcos, a estrutura dos habitats aquáticos, a quantidade e características das fontes de alimento, e a natureza das interacções entre canais, margens, planícies de aluvião e zonas freáticas.

Tabela 1.2.2 Modelos fluviais teóricos (Fonte: Nilsson e Svedmark, 2002).

Modelo	Breve Descrição
Teoria do contínuo fluvial (Vannote <i>et al.</i>, 1980)	Ao longo do perfil fluvial encontra-se disponível um gradiente de matéria e de energia, originando uma distribuição contínua das biocenoses ao longo desse perfil, num processo permanente de ajustamento aos diferentes níveis de disponibilidade no espaço e no tempo.
Teoria do sistema fluvial a quatro dimensões (Ward, 1989)	A estrutura do ecossistema lótico é baseada em quatro dimensões: a longitudinal (entre as cabeceiras e afluentes e o rio principal); a transversal (entre o corredor fluvial e o seu vale de cheia); a vertical (entre leito do rio e o aquífero); e a temporal. Por sua vez, cada uma destas dimensões pode ser analisada como um gradiente em si mesma.
Regime de Escoamento Natural (Poff <i>et al.</i>, 1997)	O Regime de Escoamento natural determina a integridade do ecossistema e sustenta a biodiversidade. Cada rio é a resposta às características dos cinco principais componentes do regime natural: magnitude, duração, frequência, sazonalidade e taxa de alteração.

Não é um caudal uniforme que vai garantir a funcionalidade do sistema fluvial. O factor chave é um regime de escoamento que sofra alterações ao longo do ano e que varie de ano para ano.

No contexto do regime de escoamento, as cheias são cruciais para a estrutura e estabilidade do leito do rio, pois preservam um balanço dinâmico da sua morfologia, quer da secção longitudinal, quer da secção transversal. Adicionalmente, as cheias proporcionam conectividade transversal com a planície de aluvião, permitindo um fluxo bidireccional não apenas de água, mas também de organismos, sedimentos, propágulos e nutrientes. Para além disso, estimulam a criação e rejuvenescimento de canais laterais e charcos, assim como a formação de bancos de areia, e facilitam o acesso a áreas de procriação. A magnitude, variabilidade e duração das cheias tem influência na granulometria dos materiais que são transportados e depositados ao longo do curso de água. Estes factores também influenciam a remoção de sedimentos do leito e a manutenção dos processos de transferência com a zona freática.

O grau, variabilidade e duração dos períodos de seca, ou de escoamento mínimo, são também críticos para os ecossistemas aquáticos e ripícolas. Quando as condições são mais desfavoráveis, estes volumes restringem a disponibilidade de habitat, e os seus padrões naturais de duração e sazonalidade agem como barreiras contra a intrusão de espécies exóticas, que não estão adaptadas a essas características ambientais.

A taxa de modificação dos caudais também possui uma grande importância biológica. Está provado que

muitas espécies emergem de estados de repouso na sequência de rápidos aumentos dos níveis de água; deste modo, os regimes de escoamento despoletam muitos processos biológicos, como migrações para montante pré-reprodutivas, ou fenómenos de dispersão. Em regimes não alterados, os organismos possuem a capacidade de responder aos ciclos de subida e descida durante as cheias, visto que têm tempo suficiente para reagirem, protegendo-se ou fugindo quando as alterações estão prestes a acontecer.

As características acima mencionadas (magnitude, variabilidade e duração), devem também estar em harmonia com o ciclo de vida das espécies. As cheias, secas e alterações devem ocorrer nos momentos exactos, em sintonia com as temperaturas da água e o número de horas de luz. Tal permite que as variáveis hidrológicas (profundidades e velocidades da água) e ambientais (temperatura e teor em oxigénio da água, características do substrato, etc) evoluam em consonância com os ciclos de vida do ecossistema, garantindo a sobrevivência das comunidades bem sucedidas.

A complexidade das interacções entre o regime de escoamento e os restantes componentes do sistema fluvial é tal que o seu estudo deve ser realizado no âmbito de escalas espaciais e temporais diferentes. Por essa razão, é que o sucesso na conservação da biodiversidade e funcionalidade dos ecossistemas ripícolas depende da capacidade de proteger ou restaurar os principais aspectos do regime de escoamento natural: magnitude, duração, sazonalidade e taxas de modificação.

O que se entende por restauro?

Conceitos

Em todos os congressos e reuniões de especialistas, mais cedo ou mais tarde surge o debate sobre o conceito de restauro e da necessidade de manter ou substituir o termo. Uma terminologia precisa é sempre desejável, devendo-se estabelecer definições que permitam que, quando alguém faz uso de uma determinada palavra, se saiba exactamente ao que essa pessoa se está a referir. Tendo isso em consideração, nesta secção pretende-se definir o conceito de restauro, bem como outros conceitos utilizados quando se lida com rios e gestão fluvial, como reabilitação e mitigação. No entanto, antes de avançar nesse sentido, importa salientar que não se deve perder muito tempo e energia em discussões pomenorizadas sobre terminologia; antes de se discutir o uso de termos como restauro, reabilitação ou mitigação, deve-se antes investir todos os esforços para resolver os problemas existentes, e para definir soluções potenciais e técnicas aplicáveis.

Resumidamente, seguem-se as definições dos três conceitos mais vulgares:

RESTAURAR: recuperar a composição natural, a estrutura, os processos e as funções dum rio, permitindo deste modo que este atinja novamente uma integridade total e preservando o seu balanço dinâmico auto-regulado.

REABILITAR: recuperar a composição, estrutura, processos e funções, de modo que fiquem tão perto quanto possível das condições naturais do rio.

MITIGAR: atingir um estado que, sendo significativamente diferente do estado natural do rio, atinja um compromisso com as condições limitantes inevitáveis a que o rio está sujeito.

Não é incomum valorizar mais o restauro do que as outras duas alternativas, mas essa abordagem é errada. Se existirem condições limitantes inevitáveis, tendo estas sido comprovadas de forma inequívoca e objectiva, já não existe qualquer possibilidade de restaurar o rio para a sua condição natural. Nestas circunstâncias, a mitigação pode oferecer resultados longe dos ideais, mas é tão merecedora de consideração como o restauro, no sentido que foi acima descrito. Em ambos os casos, procura-se a melhor solução. As semelhanças com a medicina são claras e extremamente ilustrativas, como sugerido na Figura 1.2.1.

O termo restauro é frequentemente usado como um "Cavalo de Tróia". Frequentemente são anunciados projectos aparentemente brilhantes, descritos como o "restauro do rio", que depois se revelam constrangedoramente inaceitáveis. Na melhor das situações, esses projectos não vão além da plantação de algumas árvores e arbustos, da criação dum parque fluvial, que condena o rio a um estado de imobilidade não natural, ou da preocupação com apenas algumas espécies, que poderão ser emblemáticas mas que dificilmente justificam subordinar ecossistemas inteiros às suas necessidades. Deste modo, deve-se garantir que a utilização do termo restauro está correcta, e que o projecto em questão está de acordo com o significado desse mesmo termo

O termo restauro, como empregue daqui em diante, deve ser compreendido no seu sentido genérico, para incluir todas as acções cujo objectivo é garantir as melhores condições possíveis que possam restaurar o estado natural do rio, ou ficar próximo desse objectivo.

Cenário de referência e cenário objectivo

Como referido na Directiva Quadro da Água (DQA), um dos passos cruciais deste processo é a definição das condições de referência: um padrão que defina objectivamente as características básicas do rio no seu estado natural. Essas características devem ser detalhadas de forma específica, de modo a definir

claramente o cenário de referência: o rio como ele deve ser.

Este passo é extremamente importante em todas as regiões climáticas, e em especial na Região Mediterrânea, pois frequentemente o "rio natural"



Figura 1.2.1 – Diferenças entre restauro, reabilitação e mitigação (Adaptado de Rutherford *et al.*, 2000).

ou “o rio como ele deve ser” não coincide com a imagem idílica que a sociedade criou do rio ideal: a noção poética ou pitoresca de um rio com caudal permanente, cujas margens não apresentam problemas de estabilidade, flanqueado por agradáveis avenidas de árvores, e sem problemas de inundação.

Não é surpreendente descobrir que as exigências da população coincidem precisamente com essa ideia imaginária dum rio. Estas exigências impensadas devem ser contrariadas através da sensibilização da sociedade, explicando que o rio apropriado e desejado é aquele que existe em harmonia com o ambiente circundante e com o clima; que um rio verdadeiro não pode ser corrompido com paisagens não autóctones e que ele deve procurar os seus próprios princípios de realização e beleza. Deve ser explicado e demonstrado à população, que qualquer tentativa para tornar um rio em algo que ele não é apenas o irá privar da sua dignidade; a sociedade deve compreender que quaisquer resultados obtidos dessa forma serão de curta duração e inúteis, podendo ter consequências desastrosas.

Normalmente não é fácil estabelecer as condições de referência de um rio, sendo a tarefa particularmente difícil no que se refere aos seus troços médios e inferiores, visto que séculos de actividades antropogénicas alteraram muitas das características originais dos cursos de água. A caracterização das condições de referência deve pelo menos incluir informação sobre o seguinte:

Regime de Escoamento Natural, que, mais do que qualquer outro factor, é o que determina a verdadeira natureza de um rio, no que se refere aos

seus componentes bióticos e abióticos. O Regime de Escoamento Natural pode ser determinado através da utilização de metodologias como as propostas por Richter *et al.* (1998, 2000) ou Martínez Santa-María e Fernández Yuste (2006a).

Leito de Cheia, visto que esta é a área reclamada pelo rio para ajustar os seus fluxos de energia e o seu escoamento líquido e sólido. É também o espaço ocupado pelo ecossistema ribeirinho, servindo também como corredor, conectando as diferentes paisagens que fazem parte dos ecossistemas terrestres através dos quais o rio flui. Para definir e caracterizar os espaços fluviais podem-se utilizar mapas históricos, ou fotografias aéreas mais antigas que estiverem disponíveis, onde esteja ilustrado o estado do local antes da acção humana introduzir alterações generalizadas. Também podem ser utilizadas equações empíricas, como as que foram recentemente desenvolvidas por Lee e Julien (2006). Essas equações permitem calcular uma ordem de magnitude adequada para as principais relações geométricas das secções transversal e longitudinal do canal, baseadas no caudal de cheia.

Biota aquático e ripícola, que é a expressão final das funções e processos do sistema fluvial. Nesta situação é mais difícil, ou até impossível, encontrar informação sobre as condições de referência. Entre os anos 1950's e 1980's, os critérios de gestão fluvial na Europa eram exclusivamente baseados na melhoria dos recursos hídricos. Esses critérios, que poderão ser compreensíveis dum ponto de vista histórico, resultaram em políticas de concessão, planeamento e organização de espaços fluviais que deram origem

a troços inferiores e intermédios muito deteriorados, como foi evidenciado na sequência da publicação dos relatórios exigidos no âmbito da DQA sobre as pressões e impactos. No entanto, a caracterização do biota de referência pode utilizar resultados obtidos em rios comparáveis, ou aplicar a estrutura e composição natural que o conhecimento científico permita assumir, baseado no ecotipo e posição do rio ou troço em estudo.

Embora seja certamente importante, um cenário de referência não é suficiente, visto que o rio imaculado que pretendemos obter é frequentemente uma utopia que, embora deva ser conhecida e valorizada, não pode ser o objectivo final, a não ser que exista de facto uma possibilidade realista de ser atingido. O rio possível, isto é, o "cenário objectivo", deve ser definido através da análise da disponibilidade actual e potencial de quantidades, qualidades e regimes adequados de água e espaço; e, naturalmente, através da consideração dos aspectos sociais, políticos, económicos e culturais.

O "cenário objectivo" é o melhor rio possível, e deve ser definido com rigor e objectividade, e utilizando uma quantidade generosa de perspectivas optimistas. Ele deve ser:

CONCORDANTE com o conceito actual dos rios como sistemas dinâmicos complexos e componentes estruturantes da paisagem.

AMBICIOSO, ainda que **REALISTA**, tendo objectivos que estejam de acordo com o diagnóstico da situação e as limitações, e evitando expectativas utópicas e irrealistas, que apenas irão dar origem a desilusões técnicas, políticas e sociais.

PRECISO, definindo detalhadamente os programas e acções necessários, e incorporando indicadores que permitam uma avaliação adequada do grau de observância com os objectivos estabelecidos.

EM HARMONIA com a dinâmica fluvial, promovendo os processos naturais de modo a que seja o próprio rio a fazer a maior parte do trabalho.

AUTÓNOMO; o trabalho de restauro apenas deve indicar o caminho, deixando o potencial físico e biológico do rio seguir o seu curso.

SEQUENCIAL:

- 1) Recuperação do regime hidrológico e da qualidade da água.
- 2) Recuperação do leito de cheia e da morfologia fluvial.
- 3) Recuperação da vegetação ripícola.
- 4) Recuperação do biota aquático.

TEMPORALMENTE AJUSTADO às dinâmicas dos processos envolvidos.

BASEADO NUM CONSENSO GLOBALMENTE ACEITE, que satisfaça as expectativas ambientais, sociais e de sustentabilidade económica dos diferentes grupos sociais.

PROGRAMAS OU PROJECTOS DE RESTAURO que não abordem a caracterização do cenário de referência e que não realizem uma avaliação da situação actual, dos seus factores condicionantes e das suas oportunidades para estabelecer um "cenário objectivo", não podem ser considerados praticáveis. Um cenário objectivo deste tipo deve beneficiar de apoio público, e permitir a submissão de alternativas de intervenção técnica e social viáveis; após a consideração do sistema fluvial como um todo, a alternativa mais adequada deve então ser seleccionada.

Alguns entre o rio "como ele deve ser", isto é, o cenário de referência, e o "melhor rio possível", irá estar o rio que iremos ter: o rio "que é". Para conhecer esse rio, para caracterizar todos os seus aspectos com o detalhe adequado, ou pelo menos os aspectos mais importantes para a sua integridade funcional, é essencial efectuar um diagnóstico adequado e propor as melhores soluções para a mitigação dos efeitos dos problemas detectados, assim como tentar eliminar as suas causas. Todo este processo deve proporcionar ao rio tudo o que ele necessita para activar os seus próprios mecanismos de auto-recuperação.

A tarefa de caracterizar o rio "que é" tem de incluir uma avaliação dos regimes de escoamento actuais, dos espaços fluviais e do biota aquático e ripícola. Também tem de identificar e avaliar as diferentes pressões e exigências sociais que estão a ser impostas ao sistema, assim como identificar todas as oportunidades legais, económicas e políticas que podem ser utilizadas para fortalecer o processo de restauro.

Em suma, os programas de recuperação fluvial não podem ser vistos meramente como uma coleção de acções isoladas; eles devem ser o resultado dum processo profundamente reflectido, que considere

o sistema fluvial como um todo, incluindo as suas condições actuais e potenciais, e o contexto social relevante no qual as actividades de restauro irão decorrer.

Primeiro que tudo

Devem-se tomar em consideração dois aspectos básicos quando se definem as prioridades de restauro:

a) Qual o rio, ou troço de rio, que deve ser intervencionado em primeiro lugar?

b) Quais as tarefas que devem ser executadas inicialmente?

Critérios de prioridade: por onde começamos?

Para definir as acções prioritárias, é razoável aplicar critérios de eficiência económica, social e ambiental: deve ser considerado prioritário o rio, ou troço de rio, que, através do menor dispêndio (económico, social e ambiental), mais se aproxime da situação de referência.

A aplicação deste princípio significa que as acções de protecção devem ser hierarquizadas por ordem da sua prioridade. Essas acções podem ser baseadas nos seguintes princípios:

- 1) Identificação e caracterização dos rios ou troços melhor preservados.
- 2) Aprovação de medidas legais que evitem a deterioração de áreas onde o uso do espaço fluvial é compatível com as funções e dinâmicas fluviais.
- 3) Incentivo a alterações de uso, nos espaços fluviais e em seu redor, incluindo compensações para as perdas de rendimento que possam resultar dessas medidas.
- 4) Definição e aplicação dum regime de caudal ecológico, que garanta a disponibilidade de água em quantidade, qualidade e regime adequados à manutenção de atributos geomorfológicos e biológicos compatíveis com o bom estado ecológico do curso de água.
- 5) Introdução de medidas que eliminem, ou pelo menos limitem, os impactos que esses cursos de água emblemáticos sofrem.

6) Desenvolvimento de programas, com o objectivo de aumentar a sensibilidade e o envolvimento social na defesa e conservação dos espaços fluviais, como parte da herança cultural e natural.

Seguidamente, devem-se abordar os troços fluviais que são susceptíveis de restauro ou reabilitação; isto é, espaços fluviais nos quais, gradualmente, é possível restaurar a sua composição, estrutura, funcionalidade e dinâmica, até se atingirem condições que se aproximem das de referência.

Finalmente, abordam-se os espaços onde apenas são possíveis programas de mitigação. Tal situação aplica-se normalmente aos troços urbanos, onde os danos são frequentemente irreversíveis. Infelizmente, é frequente essas áreas serem as primeiras a serem consideradas para grandes investimentos, unicamente por questões políticas. Deste modo, o espaço fluvial é "recuperado" apenas com o objectivo de aproveitamento político. Frequentemente é o rio que é forçado a ajustar-se à cidade, em vez de ser a cidade, e os seus cidadãos, a ajustarem-se ao rio, através da desafectação de espaços e da adopção de usos que permitam a co-existência com ele.

Ainda que possa parecer pouco simpático, o que foi acima referido não deve levar à conclusão radical de que, devido à sua falta de eficácia ambiental, a reabilitação de troços fluviais urbanos deva ser abandonada; ou que apenas deva ser considerada se for possível obter um cenário "natural" adequado, onde o usufruto público possa ser controlado e restringido. Nenhuma das situações é válida. Frequentemente, a intervenção em ambientes urbanos oferece oportunidades excepcionais:

a) Permite que o público se aperceba do estado do rio, e da necessidade de impor limitações ao uso da sua água e espaço circundante. Isto significa fazer sacrifícios que irão beneficiar o rio restaurado, que por sua vez irá oferecer à cidade e à sua população novas oportunidades de satisfação.

b) Encoraja uma nova forma de olhar para o rio; uma nova cultura que irá tornar mais simples executar investimentos e fazer sacrifícios noutros rios, mais afastados da população. Por outras palavras, mesmo quando o investimento nos troços fluviais urbanos não é ambientalmente eficiente, pode ser ainda assim rentável, no sentido da alteração das atitudes das pessoas em relação aos espaços

fluviais. Este benefício intangível é essencial para aumentar a sensibilidade para a necessidade de recuperar e respeitar os rios, em todos os seus diferentes aspectos.

Os comentários no último dos pontos acima descritos têm o objectivo de sublinhar a natureza relativa das prioridades descritas ao longo da presente secção. É recomendável possuir um qualquer tipo de fonte de referência, mas esta não deve nunca tornar-se inflexível. Devemos fazer uso da análise, da reflexão, da discussão e do rigor, bem como retirar o máximo de todas as oportunidades disponíveis, de modo a estabelecer prioridades e a tomar as decisões que nos permitirão recuperar os nossos rios.

Critérios para prioritarizar as intervenções: o que fazer primeiro?

Os ecossistemas fluviais possuem uma grande capacidade de recuperação quando confrontados com situações extremas. Essa resiliência é particularmente marcada na Região Mediterrânea. As cheias e as secas, com o seu inegável efeito perturbador no biota aquático e ripícola, são também elementos essenciais para a preservação da composição e estrutura do ecossistema. Os rios desenvolveram mecanismos que lhes permitem utilizar os eventos de carácter excepcional como factores de renovação, que são indispensáveis para a manutenção dos seus processos básicos, servindo também como barreiras que limitam o acesso de espécies exóticas.

Esses mecanismos e resiliência devem ser reconhecidos e tomados em consideração no restauro fluvial, permitindo que o rio utilize as suas capacidades naturais de recuperação, de modo a ser ele a executar a maior parte do trabalho. O restauro fluvial deve ser uma tarefa orientadora, através da criação das condições mínimas necessárias, ao invés duma

intervenção total que tenta resolver o problema definitivamente. Esta é a premissa básica. A sequência de eventos deve ser a descrita na Tabela 1.2.3.

Existem três aspectos que, em maior ou menor grau, determinam a capacidade de recuperação de um rio:



A partir destas três condições, o próprio rio pode despoletar os processos que lhe permitirão atingir o seu estado de sistema em flutuação permanente, mais ou menos intensa, num processo de equilíbrio dinâmico.

Assim que o rio dispõe de água e espaço, devemos examinar as possibilidades de acelerar o processo de recuperação, através de:

Tabela 1.2.3 Etapas do processo de restauro fluvial.

Etapas	Funções e componentes a recuperar
▪ Etapa I	▪ Recuperação da qualidade da água e do regime hidrológico
▪ Etapa II	▪ Recuperação da morfologia fluvial e do leito de cheia
▪ Etapa III	▪ Recuperação das funções da vegetação ripícola
▪ Etapa IV	▪ Recuperação do habitat aquático

1) remoção dos elementos artificiais que possam estar a restringir o canal (excepto quando existam riscos potenciais envolvidos que desaconselhem uma tal acção);

2) reestruturação dos padrões básicos da antiga morfologia fluvial;

3) recuperação da vegetação, de modo a desenvolver um biótopo que integre a fauna e cumpra o seu papel natural de corredor, de elemento filtrante, de fonte e de barreira.

Seguidamente serão apresentadas algumas considerações, necessariamente gerais, sobre as acções básicas envolvidas na maior parte dos programas de recuperação de rios.

Recuperação de funções, componentes e processos

Recuperação do regime hidrológico e da qualidade da água

A utilização dos recursos hidráulicos numa bacia hidrográfica altera o regime de escoamento dos seus rios, nomeadamente no que se refere à sua magnitude, variabilidade, sazonalidade e frequência; sendo que todas estas variáveis possuem uma importância crítica para o ecossistema. A recuperação do regime implica definir as características hidrológicas que devem ser cumpridas pelo regime de escoamento, de modo a manter os elementos básicos da composição natural, estrutura e funcionalidade do ecossistema fluvial, bem como as características do ecossistema terrestre associado. Por essa razão é que o novo regime é designado por regime ou caudal "ambiental", "ecológico" ou "de manutenção".

Pode-se consultar uma óptima revisão dos conceitos e metodologias utilizadas para o cálculo do caudal ecológico em Magdaleno (2005). Mais recentemente, Martínez Santa-María e Fernández Yuste (2006b), propuseram uma nova metodologia de estimativa de caudais ecológicos, designada por Regime de Escoamento Ambiental (Environmental Flow Regime - EFR). Esta metodologia proporciona uma gama completa de regimes ou cenários ambientais potenciais, que são avaliados em relação ao seu grau de semelhança com o regime natural. Quando já existem barragens, o gestor passa a ter uma ferramenta que lhe permite incorporar os aspectos ambientais de forma objectiva e quantificada no protocolo de decisão. Na sequência da construção de novas barragens, o EFR também permite a definição de cenários de gestão com um custo ambiental definido de modo qualitativo e quantitativo, permitindo medidas de optimização da alocação dos recursos. Após a explicação do importante papel do regime natural na composição e funcionamento dos ecossistemas fluviais, pode-se concluir que o

planeamento do caudal ecológico deve utilizar o regime natural como ponto de referência, tentando reproduzir os padrões hidrológicos naturais mais significativos dum ponto de vista ambiental.

Para este fim, através da utilização do EFR, foram definidos os seguintes **PRINCÍPIOS BÁSICOS DE PLANEAMENTO** de um caudal ecológico:

1. Manutenção da estrutura de variabilidade inter-anual

Incorporação de anos "secos", "normais" e "húmidos" em proporções semelhantes às identificadas no regime natural. Esta situação garante a manutenção de todos os processos associados com a diversidade hidrológica no caudal ecológico.

2. Manutenção da estrutura de variabilidade intra-anual

Assegurar que as flutuações de caudal ao longo do ano são comparáveis às do regime natural, para cada tipo de ano; isto irá garantir que o caudal ecológico mantém os padrões naturais sazonais.

3. Manutenção dos escoamentos dos meses mais secos

Para cada tipo de ano, manutenção escrupulosa dos escoamentos naturais dos meses mais secos; são nestes meses que se verificam as condições mais restritivas para o biota nas regiões climáticas do Sul da Europa e no Norte de África.

4. Manutenção dos padrões de cheia

Incorporação de cheias relacionadas com processos biológicos (cheias de pequena magnitude e alta frequência) e, principalmente, das associadas com a fenologia da desova dos peixes; importa garantir que

as cheias são suficientemente adequadas, de modo a removerem os depósitos finos acumulados no leito do rio, e que os seus padrões sazonais são apropriados.

5. Manutenção de cheias geomorfológicas e cheias de conectividade

Incorporação de valores de cheias, geomorfológicas e de conectividade com a planície de aluvião, comparáveis em magnitude e duração com os do regime natural. A variabilidade inter-anual deve ser tida em conta e sazonalidade natural deve ser respeitada. A variabilidade das curvas de subida e descida não deve condicionar as dinâmicas das comunidades aquáticas naturais, em consequência dos indivíduos serem deslocados durante as subidas do nível da água, ou subitamente desconectados do corpo de água principal durante os períodos de descida deste.

6. Manutenção de valores mínimos absolutos

Estabelecimento de caudais mínimos (em termos de magnitude, duração e sazonalidade) para os limiares de resiliência; estes limites são baseados nos valores do regime natural, de modo a assegurar que o biota pode recuperar das perturbações resultantes dos escoamentos reduzidos.

Atingir a recuperação do regime de caudais sem assegurar um nível mínimo da qualidade da água não faz sentido. Juntamente com as actividades de restauro do regime, é também necessário introduzir medidas que garantam a recuperação da qualidade da água, em consonância com os objectivos gerais do planeamento hidrológico.

Recuperação da morfologia fluvial e do leito de cheia

O rio possui uma vida morfológica dinâmica e intensa, que necessita de espaço livre acima e para além das margens e do canal normal; tal situação deve-se ao facto de que a sua natureza dinâmica deve ser considerada num contexto temporal alargado, no qual a imobilidade é praticamente inexistente.

Leito de cheia

O leito de cheia (LC) pode ser definido como a planície de aluvião que, em condições naturais, o rio necessita para se deslocar lateralmente e atingir um balanço hidrológico e sedimentar adequado. Esse balanço, é o resultado da interacção entre a energia potencial definida pela planície de aluvião e a energia investida, quer no transporte de água e sedimento (com a sua acumulação de sedimentos), quer na interacção entre a vegetação, o leito do canal e as margens. Quando as

actividades humanas não alteraram o espaço fluvial, a definição precisa do LC é fácil, pois o rio marca claramente os seus limites. No entanto, essa tarefa pode-se tornar praticamente impossível quando a acção humana transforma o ambiente. Um protocolo de referência abrangente para a definição do LC deverá incluir o seguinte:

- Fotointerpretação e cartografia histórica.
- Nos troços meanderizados, a proporção a aplicar é $LC \approx 10 w$, onde LC representa o leito de cheia e w representa a largura do canal, entre margens.
- A introdução recente da tecnologia laser na fotografia aérea, permite um alto grau de pormenor da reconstrução, tornando possível a identificação

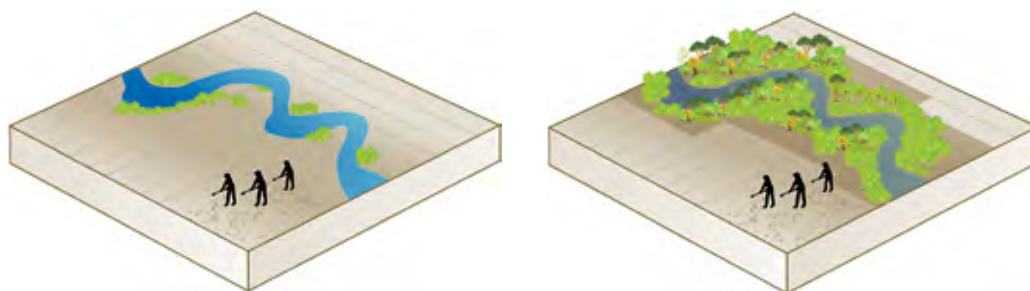


Figura 1.2.2 Recuperação do leito de cheia e da zona ripícola, através de alterações de uso do solo, devidamente compensadas através do pagamento de indemnizações (adaptado de Johnson, 1999).

Caixa 1.2.1 Habitat e morfologia fluvial

- **Microhabitat:** A zona hiporreica – a área intersticial saturada do leito e das margens, que contém parte da água do rio e é afectada pela infiltração; é um elemento essencial do rio, na sua capacidade como biótopo para a base trófica do sistema (Perifiton; organismos bentónicos), e também porque define as qualidades das trocas físico-químicas com a zona freática, assim como da resistência ao escoamento. Num contexto de "micro" escala, a morfologia da secção também determina as características hidráulicas do escoamento (profundidade, velocidade, turbulência, tensão de cisalhamento), o que por sua vez define o biótopo aquático. Desse modo, estas características condicionam a competição, a alimentação, a interacção, a reprodução e o abrigo. Também determinam as dinâmicas locais de sedimentação e influenciam o processo de dispersão de propágulos, micro-organismos e matéria orgânica.
- **Mesohabitat:** a esta escala, a morfologia determina a presença, sequência e persistência de rápidos e charcos, que são formas do mesohabitat que determinam a diversidade do biótopo aquático. Adicionalmente, também determina as características ripícolas, assim como da planície de aluvião adjacente, influenciando deste modo as funções do corredor (habitat, barreira, condução, filtro, fonte e sorvedouro), que são críticas para a integridade do sistema fluvial.
- **Macrohabitat:** determina a localização, características e dinâmicas da sequência longitudinal do padrão horizontal dos troços fluviais, sendo deste modo o elemento chave na evolução longitudinal dos componentes bióticos e abióticos do ecossistema fluvial.

de meandros antigos e canais abandonados, suplementando deste modo a informação obtida a partir de fotografias aéreas convencionais (Magdaleno, 2006).

A definição do LC é o primeiro passo, mas não pode terminar com a sua representação num mapa. Devem ser adoptadas estratégias administrativas, legais e técnicas, de modo a utilizar a informação disponível em benefício do rio. Deste modo, no interior do LC devem ser definidas áreas mais detalhadas: faixas que se distribuam ao longo das margens do canal fluvial, que representam espaços com funções ambientais específicas (Malavoi *et al.*, 1998). Tomando em consideração as peculiaridades e características dessas faixas, podem ser estabelecidas limitações no que se refere aos usos do solo, que deverão ser compatíveis com a funcionalidade ambiental destas áreas. Uma outra estratégia complementar para se atingir o LC desejado, é a promoção de alterações do uso do solo em terrenos privados. O objectivo é recuperar espaços que o rio necessita, nas áreas rurais, ou nas áreas circundantes das cidades, e que são actualmente utilizadas para agricultura, pecuária e/ou silvicultura (Figura 1.2.2).

O planeamento para a criação de espaços ripícolas deve contemplar o seguinte:

- 1) Ajustes morfológicos que salvaguardem a área ripícola, a sua continuidade e a sua conectividade com o canal fluvial e o ecossistema terrestre circundante.
- 2) Recuperação da vegetação, através da utilização de espécies apropriadas, com proveniência e diversidade genética controlada e respeitada.

3) Continuidade adequada das intervenções, para assegurar a sua eficácia ao longo do tempo.

4) Pagamento de indemnizações, devido à redução dos rendimentos resultante dos novos usos do solo.

Uma análise crítica de experiências similares de substituição de zonas agrícolas por zonas florestais, no âmbito da Política Agrícola Comum, pode providenciar estratégias e critérios para orientar essas intervenções.

Morfologia fluvial

Um rio é um sistema tri-dimensional, no qual ao longo dos eixos longitudinais, transversais e verticais têm lugar transferências de biota, matéria e energia. São importantes os escoamentos em direcção ao curso de água, a interacção lateral com as margens e as planícies de aluvião, assim como as trocas com os aquíferos aluviais. A integridade do hidro-sistema fluvial depende da manutenção dessas três dimensões nos componentes e processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos, assim como nas interacções dinâmicas entre eles (Petts e Amorós, 1996).

Neste contexto, a morfologia é incontestavelmente um elemento crucial do rio. Representa a resposta do sistema às entradas de matéria e energia. Essa resposta é o resultado da interacção entre a matéria existente (volumes líquidos e sólidos transportados), a energia disponível para a sua transferência (definida pelo declive da planície de aluvião) e a energia que necessariamente se perde no processo de transferência. Em termos rigorosos, a morfologia e as suas dinâmicas são um elemento abiótico do rio, embora influenciem as características quantitativas e

qualitativas dos biótopos aquáticos e ripícolas (Caixa 1.2.1), possuindo desse modo um efeito condicionador sobre o biota.

Quando se pondera uma intervenção sobre a morfologia fluvial, devemos sempre ter em consideração que nenhuma forma ou configuração pode ser imposta à força num rio. Tal afirmação permite-nos concluir que, para incorporar a morfologia fluvial nos planos de acção ribeirinha, devemos possuir as "ferramentas" que nos possibilitem definir: (a) as características morfológicas básicas da secção de rio em questão, e (b) a relação entre essas características e as variáveis que lhes deram forma. Por outras palavras, é vital conhecer os padrões morfológicos que determinam o balanço dinâmico do troço fluvial, de modo a determinar o estado morfológico actual e colocar em prática acções que permitam obter uma estrutura que esteja em harmonia com as dinâmicas morfológicas que desejamos.

Antes de se avançar mais neste tema, é importante comentar alguns pontos importantes. A morfologia fluvial é o resultado da interacção entre processos muito complexos, que têm lugar numa variedade de diferentes patamares de espaço e de tempo, com elevadas taxas de resposta. Nem sempre é fácil distinguir as causas dos efeitos, ou entre as variáveis dependentes e independentes. Adicionalmente, os resultados que estão disponíveis para a caracterização desses processos encontram-se ainda longe de estar organizados numa doutrina definitiva. Deste modo, é

necessário salientar que as equações disponíveis na literatura devem ser consideradas mais como uma ordem de magnitude, do que um valor definitivo e verdadeiro.

Uma abordagem inicial à morfologia fluvial revela quatro graus de liberdade, representados por quatro planos: o declive longitudinal do canal, o padrão horizontal do leito, a secção transversal e o perfil do fundo do canal. Estes quatro graus de liberdade não são independentes entre si, e possuem diferentes dinâmicas no espaço e no tempo. Seguidamente, são apresentadas algumas considerações sobre os dois graus de liberdade mais significativos: o padrão horizontal do leito e a secção transversal.

Padrão horizontal do leito

Os estudos iniciais neste campo (Leopold e Wolman, 1957), procuraram estabelecer relações simples entre os padrões horizontais básicos (rectilíneo, meandriforme e anastomosado) e as variáveis que, em maior ou menor grau, os controlavam, como por exemplo o declive e o caudal de cheia do leito menor (Qb) (Caixa 1.2.2). Trabalhos subsequentes (Parker, 1976; Berg, 1995), incorporaram determinadas variáveis, mais complexas (número de Froude; potência específica), que permitem cálculos mais exactos. Se não estiverem disponíveis outras referências, a utilização das figuras e relações descritas por estes e outros autores pode fornecer informações específicas sobre o padrão horizontal do leito que se pretende restaurar.

Caixa 1.2.2 Caudal de cheia de leito menor

- **Critério MORFOLÓGICO:** este é o caudal que "enche" o canal do curso de água, isto é, o canal que fica abaixo do nível da planície de aluvião. Esta determinação morfológica pode ser realizada através da utilização dos indicadores propostos por Dune e Leopold (1978): ponto de alteração entre o talude vertical da margem e a planície de aluvião; ponto de alteração entre um declive forte e outro mais plano; alterações no tipo de vegetação; modificações na textura dos sedimentos depositados. Existem algumas excepções a estas regras gerais: por exemplo, em ambientes áridos e semi-áridos existem rios cujos macro-canais estão adaptados a eventos extremos, sendo o canal activo muito mais pequeno e muito móvel no interior do macro-canal; o canal activo é que deve ser considerado para a caracterização do Qb (Van Niekerk *et al.*, 1995).
- **Critério de TRANSPORTE DE SEDIMENTOS:** define-se como o incremento de caudal que transporta a maior fracção da carga de sedimentos, ao longo de um período de vários anos (Andrews, 1980). O seu valor pode ser calculado seleccionando o caudal que maximiza o resultado do produto da frequência com o caudal sólido. Este procedimento, para além de ser mais objectivo e consistente que o anterior, e integrar o processo físico responsável pela geometria do leito, apresenta uma vantagem conceptual, pois, no âmbito do conceito do Qb, junta dois aspectos chave: a magnitude e a frequência.
- A dificuldade prática de aplicar o critério morfológico, e a complexidade associada com a determinação da curva de frequências do caudal sólido, levou ao desenvolvimento de diferentes protocolos para uma estimação mais expedita. Um procedimento a considerar, pode ser obter os caudais correspondentes a períodos de retorno de entre 1 e 5 anos, fazendo-os circular sobre um modelo hidráulico do troço fluvial (por exemplo, utilizando HEC-RAS), e identificar quais ficam mais perto de "encher" o canal.

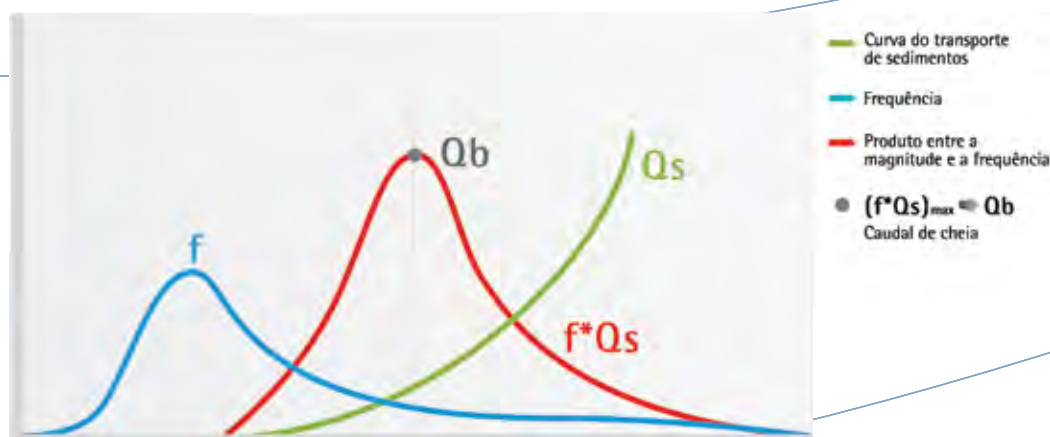


Figura 1.2.3 Caudal de cheia de leito menor e transporte de sedimentos.

A morfologia do troço fluvial deve ser determinada com base nos caudais circulantes, após o restauro do regime de escoamento. Assim, se existir uma regularização intensa, o padrão morfológico correspondente a essa situação não deve ser utilizado como um cenário geomorfológico objectivo. A partir do caudal de cheia do leito menor correspondente à aplicação do regime de caudal ecológico, será necessário determinar qual a correcta morfologia, usando-a como um cenário objectivo.

Secção transversal

A caracterização da secção transversal apenas necessita de duas variáveis: largura (w) e profundidade média (d). A teoria estabelece relações potenciais entre Q_b (variável independente) e estas variáveis:

$$w = aQ_b^b ; d = cQ_b^f .$$

Na bibliografia especializada são muitos os estudos que permitiram a estimação destes parâmetros (Andrews, 1984; Hey e Thorne, 1986; Castro e Jackson, 2001; Lee e Julián, 2006). Devido ao facto destas relações serem funções empíricas, antes de serem utilizadas importa garantir que as características do campo experimental utilizado para a sua estimação estão de acordo com as do projecto onde irão ser aplicadas. Adicionalmente, é sempre aconselhável utilizar mais do que uma relação, de modo a ter um amplo leque de resultados.

Configurações do leito

O tipo de regime está relacionado com a configuração do leito: leito plano, rugas, dunas e antidunas; as rugas e as dunas estão associadas a um regime lento (número de Froude < 1); as antidunas estão associadas a um regime rápido (número de Froude > 1), e podem sofrer alterações num curto espaço de tempo. O seu

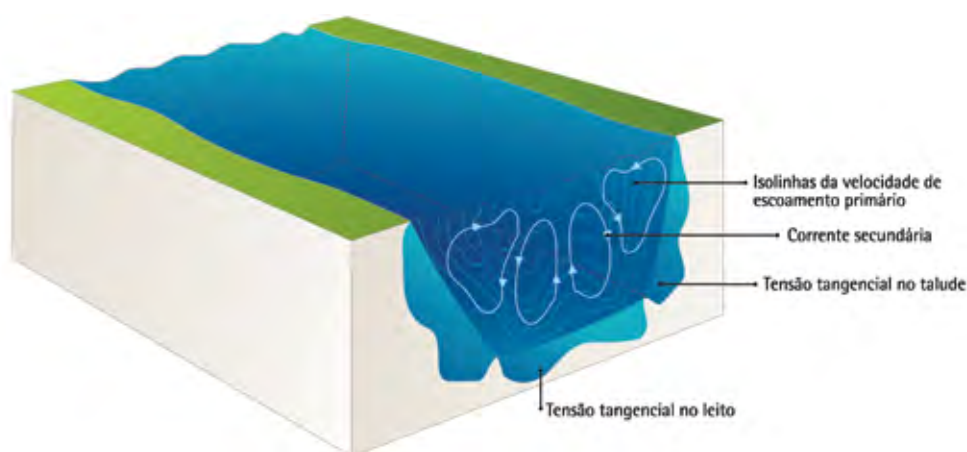


Figura 1.2.4 Distribuição das tensões tangenciais numa secção transversal típica.

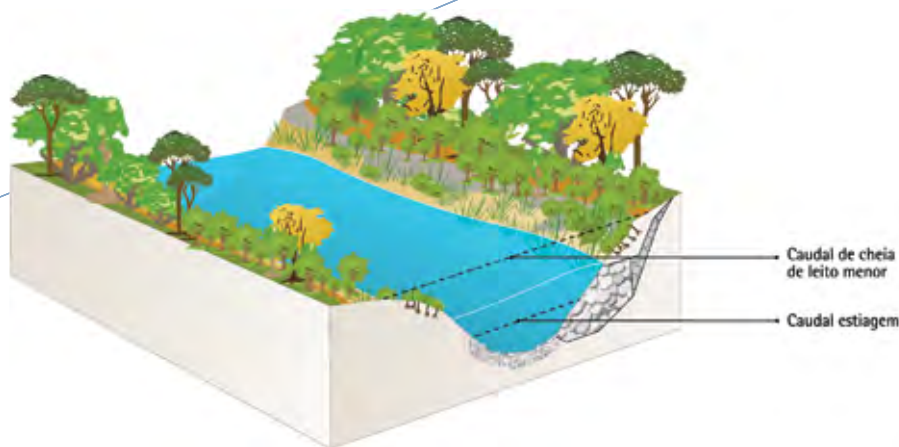


Figura 1.2.5 Intervenções na margem, num troço em curva, de acordo com a distribuição das tensões tangenciais.

papel é importante, pois induzem perdas de energia significativas, embora de um ponto de vista da morfologia do restauro a sua importância não seja tão grande, visto que são muito variáveis ao longo do tempo.

Nos leitos de gravilha, a sucessão de rápidos e de remansos pode ser encontrada quer em troços rectilíneos, quer em troços meandrizados. Os leitos de gravilha são muito mais estáveis ao longo do tempo do que os leitos arenosos, oferecendo ao rio um elevado grau de variabilidade hidrológica e granulométrica, e possuindo um papel de destaque na diversidade do biota aquático. A génese e dinâmica destas configurações do leito não se enquadram no âmbito do presente texto; para mais informações sobre este tema, recomenda-se a consulta da secção dedicada ao estudo de rápidos e remansos, em Kingston, (1998).

Os ressaltos e os remansos são típicos de cursos de água de montanha com declives superiores a 3-5%. Morfologicamente, podem ser caracterizados pela distância entre ressaltos consecutivos (L) e pela altura da queda (H). A distância entre ressaltos é duas a três vezes a largura do canal (Chin, 1989). Abrahams *et al.* (1995), propuseram $H/L \approx 1.5^*S$, no qual S indica o declive do canal. O papel desta sequência de remansos e ressaltos nos troços de montanha é crucial, pois proporciona uma intensa dissipação de energia, o que é essencial para o controlo da grande quantidade de energia potencial que cada troço declivoso induz no escoamento.

O restauro não pode impor, apenas oferece orientação: o rio é simultaneamente o escultor e a escultura, o criador e a criação

Estabilização dos taludes das margens

Uma vez estabelecida a morfologia do cenário objectivo, é necessário introduzir as medidas necessárias para que o rio o possa atingir e manter. Naturalmente que o ponto de partida será garantir a disponibilidade de um leito de cheia natural, pois a morfologia é essencialmente dinâmica: o rio move-se, ainda que o faça no contexto de um padrão de referência e baseado em características dimensionais mais ou menos definidas. Com base nessas disponibilidades, é aconselhável executar acções que acelerem a recuperação da forma e espaço do rio, por parte deste.

Um dos problemas que estas intervenções devem abordar é a estabilidade dos taludes. Não é uma questão de fixação total e permanente, mas antes de proporcionar condições de estabilidade durante o espaço de tempo necessário para a vegetação, e outros processos naturais, se ajustarem às novas condições fluviais que desejamos atingir. No entanto, existe uma importante excepção: quando a estabilidade dos taludes compromete a segurança das pessoas, propriedades ou infra-estruturas. Nestas situações, na ausência de soluções alternativas, pode-se considerar uma estabilização permanente.

Para assegurar a estabilidade dos taludes marginais é necessário:

- 1) Determinar a magnitude da tensão tangencial e a sua distribuição ao longo da secção transversal.
- 2) Adequar a essa magnitude e distribuição o material, a execução e a manutenção.

3) Dotar as soluções aplicadas da máxima funcionalidade ambiental.

Não é incomum que as intervenções apliquem o terceiro destes critérios, sem terem em consideração os outros dois. Tal situação, não só resulta que não se consiga a estabilidade desejada, como também pode levar a que um erro de projecto seja interpretado como um sinal de ineficácia dos componentes e materiais que devem garantir a funcionalidade ambiental. Esta conclusão errónea pode desacreditar o material em vez do projectista, e gerar um desencanto que poderá comprometer a utilização de novas técnicas e abordagens.

No que se refere à tensão tangencial (força tangencial por unidade de superfície), é imprescindível ter presente que o seu valor máximo ocorre na base do talude, decrescendo de forma significativamente linear até atingir o zero, quando se atinge a superfície livre (Figura 1.2.4).

Para assegurar a estabilidade do talude não é aconselhável utilizar apenas uma solução. Assim, desde a base até ao nível normal das cheias (período de retorno de não mais do que um ano), devem-se colocar os elementos que, quando instalados de modo adequado, oferecem a maior resistência às acções da corrente: enrocamentos, troncos e cepos de árvores e biorolos. Até à cota das cheias comuns que definem o canal (período de retorno de 2 a 5 anos), podem ser usados elementos de bioengenharia (mantas orgânicas, faxinas vivas, esteiras de vegetação, entre outros). Acima desse nível, na ausência de circunstâncias especiais, apenas é necessária a plantação de vegetação (Figura 1.2.5).

A utilização de materiais de bioengenharia torna necessário estabelecer um protocolo muito cuidado no que se refere aos materiais, execução e manutenção. Como já foi referido, as espécies escolhidas devem ser seleccionadas de acordo com os seguintes pontos:

1) Compatibilidade com as características geobotânicas do troço fluvial.

2) Sistemas aéreos e radiculares com conformação adequada à posição que a espécie vai ocupar no talude; as raízes devem crescer rapidamente e proporcionar uma boa fixação das plantas e do solo, e os ramos devem exibir um comportamento adequado durante as cheias.

3) As espécies devem integrar-se com a ecoregião local e garantir uma diversidade genética adequada.

4) Deve-se ter cuidado com a época do ano e com as condições climáticas aquando da plantação. Estes aspectos nem sempre são adequadamente valorizados, especialmente quando o procedimento habitual é trabalhar com matérias inertes, para os quais as condições acima descritas não se aplicam.

5) A manutenção deve ser expressamente contemplada no projecto. Devem ser previstos períodos temporais e recursos adequados para assegurar a persistência do material vivo instalado.

Finalmente, convém salientar que a bioengenharia não deve ser utilizada indiscriminadamente nos projectos de restauro fluvial. O seu uso deve ser baseado, como qualquer material ou técnica, na análise do problema a resolver, na consideração das condicionantes que poderão existir, e em expectativas razoáveis sobre a sua eficácia (capacidade de resolver ou amenizar o problema ou disfunção detectados; capacidade de atingir o efeito desejado com o mínimo de meios, e no espaço de tempo mais curto possível). Por outras palavras, deve-se evitar o erro frequente de considerar que este tipo de técnicas, por usarem material vegetal (vivo ou morto), garantem o êxito de qualquer acção onde sejam empregues.

Recuperação das funções do bosque ripícola

De um ponto de vista estritamente botânico, os corredores ripícolas consistem num conjunto de espécies freatófitas (plantas dependentes da água), que necessitam de estar junto do nível freático para assegurarem que as suas raízes têm uma quantidade adequada de humidade, permitindo deste modo que a planta complete o seu ciclo biológico. Esta situação é crítica para o funcionamento ripícola, pois esta disponibilidade hídrica superior favorece os processos de evapotranspiração, mesmo em períodos de escassez de água, proporcionando um ambiente mais húmido e temperado do que o meio envolvente. Por exemplo, Sterling (1996), descreveu uma diferença de até 7,5°C entre a temperatura do ar no interior e no exterior de uma mata ripícola.

Quando a floresta ripícola proporciona uma cobertura vegetal adequada, a intercepção da luz solar e da precipitação, juntamente com a protecção efectiva contra o vento, proporcionam um aproveitamento óptimo da água, resultando em menores temperaturas junto ao solo; tal situação influencia positivamente



Figura 1.2.6 Função condutora do corredor ripícola numa linha de água temporária (rambla) (Fonte: Instituto Cartográfico Valenciano).

muitos processos edáficos. Por tudo isto, de um ponto de vista estrutural, as áreas ripícolas constituem um espaço físico com condições ambientais diferentes do meio envolvente. Todas estas diferenças micro-climáticas são apreciadas pelo grande número de organismos que encontram no meio ribeirinho o seu habitat, onde se alimentam, procuram abrigo durante condições climáticas extremas, reproduzem e se relacionam.

Um rio não é apenas um canal cheio de água e sedimentos, que seria a sua definição mais estrita e

limitada. Graças ao seu corredor ripícola, também é um corredor paralelo de espécies vegetais e animais, de matéria orgânica, de condições térmicas e de energia (Figuras 1.2.6 e 1.2.7).



Figura 1.2.7 Função filtradora do corredor ripícola (Fonte: Instituto Cartográfico Valenciano).

Deste modo, a vegetação ripícola é uma componente fundamental dos sistemas fluviais. No entanto, a sua sobrevivência só pode ser garantida se previamente se restituírem o regime de caudais do rio, o leito de cheia e a morfologia.

Ao planearmos o restauro do espaço ripícola, devemos não só procurar uma recuperação estética, como também (e principalmente) a recuperação da sua funcionalidade ambiental. Os elementos fundamentais dessa tarefa são as comunidades naturais dos troços bem preservados, de onde se irão obter material genético para a produção/propagação de plantas, assim como critérios orientadores para a recuperação da heterogeneidade biótica e estrutural. O respeito pelos padrões da natureza é crucial para garantir o sucesso do restauro de florestas ripícolas. Devemo-nos recordar que as espécies freatófitas necessitam de estar próximas da água, embora isso por vezes resulte na sua destruição; tal situação deve-se ao facto de elas estarem sujeitas a acentuadas variações no nível da água e a cheias, que alternam com períodos extremamente secos. Deste modo, devemos estar conscientes que uma floresta ripícola no seu estado mais natural não constitui uma formação madura, estável e permanente no tempo. Pelo contrário, são ecossistemas abertos, constituídos por um mosaico de micro-habitats fortemente heterogêneos, em diferentes etapas sucessionais (Sterling, 1996).

Assim, os programas de restauro devem ter como objectivo prioritário a recuperação do regime hidrológico natural, pois este é o factor determinante da sucessão dinâmica da floresta ripícola.

Se o rio dispuser de um regime de caudais adequado, de boa qualidade da água e de espaço físico para se desenvolver, o seu potencial biológico será imenso. Nessas condições, e em períodos de tempo

relativamente curtos, o sistema pode recuperar o seu corredor ripícola de forma natural. Deste modo, a intervenção humana deve ser vista como um "auxílio de curto prazo", pois serão as primeiras subidas do nível da água e cheias, com a sua carga de água, sedimentos, sementes e propágulos, a fonte definitiva de energia e materiais que modelarão e reestruturarão o corredor ripícola.

Recuperação do Habitat Aquático

No processo de restauro fluvial, a recuperação do habitat para o biota aquático constitui a etapa final. A razão de tal acontecer é óbvia, pois os principais factores que controlam a qualidade e quantidade de habitat disponível são o regime hidrológico, as características físicas do canal, a qualidade da água e os ecossistemas ripícolas.

Deste modo, não é lógico abordar a recuperação do habitat, e muito menos planear a introdução de espécies, se os quatro factores anteriormente mencionados não tiverem alcançado um nível de funcionalidade aceitável. Por outro lado, num troço em que tenha sido bem sucedido o restauro do regime de caudais, da qualidade da água, da morfologia e das condições ripícolas, é altamente provável que, salvo pressões antropogénicas extremas, o biota aquático irá colonizar gradualmente o espaço fluvial.

Ainda assim, podem ser realizadas acções pontuais com o objectivo de acelerar e/ou complementar a disponibilidade natural de habitat, favorecendo desse modo o desenvolvimento de comunidades com estrutura, composição e diversidade saudáveis.

O principal objectivo deste tipo de acções é, basicamente, promover a diversidade hidráulica. Para esse fim, colocam-se no leito e nas margens diversas estruturas para romper a homogeneidade de determinados parâmetros hidráulicos (por exemplo, profundidade e velocidade), e induzir variações noutras variáveis hidráulicas dependentes, como na tensão tangencial, turbulência, escoamentos secundários, etc. Esta variabilidade hidráulica, associada à variabilidade granulométrica e morfológica, assim como a outros gradientes ambientais, irá criar gradualmente diferentes micro-habitats, com níveis de potencial bótico muito diferentes. Assim, as intervenções devem ser planeadas para cobrir a maior gama possível de condições de habitabilidade.

Exemplos desses tipos de intervenção são (FISRWG, 1998):

Aglomerado de rochedos: grupos de rochedos colocados no canal do caudal de base, proporcionando cobertura, criando depressões resultantes de erosões localizadas, ou áreas de menor velocidade.

Descarregadores ou diques: troncos, rochedos ou estruturas de pedra dispostas transversalmente ao canal e ancoradas ao leito e/ou margens de modo a criar um habitat remansado, controlar a erosão do leito, ou recolher e reter sedimentos.

Passagens para peixes: várias alterações no leito e margens do curso de água que potenciam a possibilidade de determinadas espécies de peixes moverem-se livremente para áreas a montante, para desovar, utilizar o habitat e outras funções biológicas.

Abrigos de troncos/arbustos/rochas: estruturas constituídas por troncos, arbustos ou rochas, instaladas na porção inferior das margens, de modo a providenciar habitat para peixes, encorajar as dinâmicas da cadeia alimentar, prevenir erosão dos taludes marginais e proporcionar ensombramento.

Cobertura de árvores: árvores caídas/abatidas colocados ao longo das margens para proporcionar cobertura superior, habitat e substrato para organismos aquáticos, deflexão da força da corrente, escavação erosiva, deposição e captação de depósitos superficiais.

Deflectores: estruturas que sobressaem de qualquer uma das margens, mas que não se estendem por toda a largura do canal. Deflectem o escoamento, afastando-o do talude e escavam remansos através da constrição do canal, acelerando a corrente.

Auto-recuperação, tempo e monitorização

As diferentes acções de restauro fluvial devem ser executadas pela ordem correcta, devendo estar "sintonizadas" com o próprio rio, que deve poder utilizar totalmente o seu potencial para se auto-recuperar requerendo por isso um bom planeamento e tempo. Se o objectivo for um restauro morfológica global, por exemplo a re-naturalização de um rio, será inicialmente necessária uma definição in-situ da planta e da geometria básica da secção. Seguidamente os taludes deverão ser estabilizados onde for necessário. Geralmente não será conveniente realizar mais intervenções sobre a morfologia, visto que o próprio rio fará o restante trabalho. Mais especificamente, não seria aconselhável criar à força uma sequência de rápidos e remansos, praias na zona interior das curvas, estabilizar todos os taludes de forma generalizada e indiscriminada. Para um leigo, tal atitude poderá parecer um deixar o trabalho por finalizar, mas tal ideia apenas é parcialmente verdadeira. De facto a intervenção do homem como facilitador do processo já está terminada, podendo o rio liderar o seu processo de auto-recuperação até à estabilidade morfológica. Assim, é necessário tempo para que o rio desenvolva o seu próprio processo de recuperação e regresse ao seu estado natural.

Nem sempre é exequível projectar intervenções que permitam esse tempo, pois as exigências da sociedade são frequentemente soluções concretas de curto prazo. Ainda assim, é conveniente, ou até exigível, que os programas e projectos de restauro definam calendários temporais adequados, e definam os objectivos a serem atingidos em cada etapa relevante.

A definição de horizontes temporais precisos leva-nos a uma conclusão imediata: o projecto não estará finalizado enquanto não estiverem concluídas todas as etapas previstas no mesmo. Esta conclusão leva-nos a outro aspecto crucial, mas frequentemente esquecido, dos projectos de restauro fluvial, a monitorização. Geralmente as acções directas têm um horizonte temporal relativamente curto e ficam concluídas rapidamente; no entanto, contrariamente à percepção geral, essas acções não significam o final do projecto. Assim que se concluem, é necessário um seguimento que permita verificar, para cada uma das etapas do projecto, se os objectivos foram atingidos e a resposta do rio às intervenções. Se a recuperação do rio não estiver em harmonia com os objectivos previstos, podem-se propor alterações e novas acções, de modo a atingir o objectivo final previsto.

Envolvimento público

A Directiva Quadro da Água define o envolvimento público como uma componente significativa do planeamento hidrológico, que deve promover uma participação social activa no desenvolvimento e implementação de planos de bacia hidrográfica. Algumas autoridades gestoras de bacias hidrográficas já começaram a incorporar "departamentos de participação pública" nas suas estruturas organizativas.

Este processo de participação pública deve ser incorporado nos projectos e programas de restauro fluvial, não só porque a lei assim o exige, mas também porque deve existir a convicção que a participação pública é a chave que irá permitir captar o apoio da sociedade para estes projectos. Importa não esquecer que os

projectos de restauro fluvial geralmente decorrem durante um intervalo temporal alargado, e que os seus resultados finais só são completa e totalmente visíveis bastante tempo depois do trabalho estar finalizado. Para estes projectos serem bem sucedidos, é frequente a sociedade ter de abdicar do usufruto de espaços e actividades, para benefício da integridade do sistema fluvial. Deste modo, é crucial possuir o apoio da sociedade para se conseguirem atingir os resultados desejados.

Assim, os programas de restauro devem incluir fontes de financiamento e calendarização adequados, de modo a garantir o desenvolvimento destes processos de participação pública pró-activa.

Visão global

Para finalizar, consideramos que é necessário apresentar uma sequência de trabalho integrada; um protocolo geral que possa ser aplicado a todos os projectos de restauro fluvial. Um tal protocolo deve enfatizar os passos e etapas mais importantes envolvidos no restauro dos troços fluviais, e enfatizar a necessidade de considerar essas etapas como um todo, num contexto duma estratégia que requiere a utilização de todos esses diferentes elementos (Tabela 1.2.4).

A metáfora mais adequada para ilustrar esta estratégia é a do médico a tratar o seu paciente. Da mesma forma que não seria aceitável a realização dum diagnóstico sem historial clínico e examinação física, e muito menos um tratamento médico, um

projecto de restauro fluvial não pode abordar o design, cálculo e execução das acções sem: (a) definir previamente um cenário de referência; (b) sem ter identificado as alterações, suas causas e efeitos; e (c) sem ter estabelecido de modo realista o cenário objectivo. Nenhum tratamento medico pode ser administrado sem a devida monitorização, e nenhum processo de restauro fluvial pode ser considerado concluído se não tiverem sido colocadas em prática medidas adequadas de monitorização.

Os programas de restauro ou reabilitação devem ser baseados num processo de reflexão que considere o ecossistema fluvial como um todo, considerando quer os aspectos ambientais, quer os sociais, económicos, culturais e emocionais.

Tabela 1.2.4 Etapas do processo de restauro fluvial.

Esquema de restauro

- | | |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none">■ HISTORIAL CLÍNICO | <ul style="list-style-type: none">■ Recuperação do regime hidrológico e da qualidade da água■ Revisão da documentação disponível (cartografia, fotografias aéreas, estudos anteriores...)■ Caracterização hidrológica, sedimentológica, morfológica e biológica do sistema■ Identificação de acções humanas que tenham afectado o sistema fluvial■ Usos e necessidades■ Definição das condições de referência (cenário de referência) |
| <ul style="list-style-type: none">■ EXAMINAÇÃO | <ul style="list-style-type: none">■ Identificação das alterações e dos seus efeitos no troço, assim como a montante e a jusante deste■ Identificação de factores que condicionem ou restrinjam o processo de restauro, assim como alternativas e oportunidades |
| <ul style="list-style-type: none">■ DIAGNÓSTICO | <ul style="list-style-type: none">■ Estabelecer as relações causa-efeito e as suas dinâmicas no espaço e no tempo■ Analisar o grau de reversibilidade dos estragos■ Determinar prioridades e sequências de acções■ Definir o cenário objectivo de forma realista e precisa |
| <ul style="list-style-type: none">■ TRATAMENTO | <ul style="list-style-type: none">■ Planear alternativas de intervenção tecnicamente, economicamente e socialmente viáveis■ Considerando o conjunto do sistema fluvial, seleccionar a acção mais adequada■ Implementação de um programa de educação e comunicação social■ Projectar, calcular e executar |
| <ul style="list-style-type: none">■ MONITORIZAÇÃO | <ul style="list-style-type: none">■ Manutenção■ Gestão adaptativa■ Avaliação dos 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 & 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
- 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, San Francisco
- FISRWG (1998) *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG)
- Johnson CW (1999) *Conservation Corridor Planning at the Landscape level: Managing for Wildlife Habitat*. USDA NRCS 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. *J. Hydr. Engr.* 132(12):1347-1352
- Leopold L, Wolman MG (1957) *River channel patterns: Braided, meandering and straight*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C
- Magdaleno F (2005) Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX, Ministerio de Fomento
- 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, Bravard JP, Piegay H, Herouin E, Ramez P (1998) *Guide technique N° 2: Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau*. Agence de l'eau, Lyon
- Martínez Santa-María C, Fernández Yuste JA (2006a) 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
- Naiman R, Bunn S, Nilsson C, Petts G, Pinay G, Thompson L (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 & Hall, London
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg, JC (1997) The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration, *BioScience* 47(11):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: Volumes 1 and 2*. Land and Water Resources Research and Development and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Canberra
- Sterling A (1996) *Los sotos, refugio de vida silvestre*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, Madrid
- Strange E, Fausch KD, Covich AP (1999) Sustaining ecosystem services in human dominated watersheds: biohydrology and ecosystem processes in South Platte river basin. *Environ. Manag.* 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. *S. Afr. Geogr.* 77:68-76
- Vannote RL, Minshall GW, Cummings KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 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

A geomorfologia fluvial e os corredores ripícolas

Quando se lida com a restauro de faixas ribeirinhas, o conhecimento quanto à dinâmica de escoamento do canal fluvial e a determinação das condições dos taludes marginais constituem aspectos de grande relevância. Com efeito, não é possível ignorar a ausência de vegetação marginal quando se constata uma instabilidade crítica das margens, ou um leito de escoamento longe das condições de equilíbrio, com extensas manifestações de desequilíbrio lateral e de ocorrência de processos de alargamento do leito. Além disso, o reconhecimento do estado dos taludes marginais deve constituir a base do delineamento das técnicas de bioengenharia que conduzirão, numa primeira fase, à estabilização das margens (e do leito), seguida da instalação de vegetação apropriada. É assim necessário dispor de informação quanto à geometria hidráulica, assente no conceito de que um sistema fluvial tende a desenvolver-se de forma a convergir para condições de equilíbrio entre o ajuste do canal de escoamento e o fluxo de água e de sedimentos.

A evolução do canal relaciona-se com a erosão, transporte e deposição de sedimentos, desempenhando a vegetação ribeirinha um papel de grande relevo nestes processos, dado que a sua presença se relaciona directamente com a erosão dos taludes marginais e sua estabilidade, bem como com a sedimentação. Deve-se portanto realçar que não é possível estabelecer linhas de orientação para a reabilitação dos corredores ribeirinhos sem dispor de informação quanto às características hidrogeomorfológicas do curso de água em causa.

A intenção do presente capítulo consiste em fornecer a todos os envolvidos no ordenamento fluvial equações simples e relações que facilitem a compreensão das características dos cursos de água, de forma a tornar possível a predição da dinâmica geomorfológica do canal fluvial. As expressões matemáticas aqui apresentadas não requerem nenhum conhecimento específico de hidráulica e devem ser encaradas apenas como ilustrativas, tendo em conta que neste capítulo se pretende descrever os processos físicos mais importantes que ocorrem nos cursos de água. Em consequência, utilizam variáveis simples, capazes de fornecer informação útil no domínio das relações entre os processos geomorfológicos ligados à erosão e os parâmetros hidráulicos comuns. O nível de aptidão de um curso de água para a interacção entre os processos de erosão, transporte e sedimentação

pode ser facilmente expresso pelo **poder energético** ω por unidade de comprimento do canal (expresso em W/m^2):

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

$\omega = \rho g Q S$, em que: ρ – densidade da água, g – gravidade, Q – caudal, S – declive (teoricamente o declive energético).

Um estudo muito extensivo levado a efeito nos cursos de água do Reino Unido demonstrou que $2 < \omega < 1\,815\, W\, m^{-2}$, permitindo concluir que ocorre instabilidade erosiva quando $\omega > 35\, W\, m^{-2}$ (Sear *et al.*, 2003). Contudo, as condições de instabilidade do canal dependem também, em larga medida, da dimensão das partículas que constituem o leito, pois a mobilidade dos leitos constituídos por partículas muito pequenas ocorre para valores do poder energético mais baixos do que o referido. Assim, verifica-se movimentação de partículas do leito correspondentes às granulometrias de limo, gravilha, gravilha / cascalho e cascalho, respectivamente, para os poderes energéticos de 37,8, 73,3, 78,8 e 142,0 $W\, m^{-2}$. No entanto, tem-se notado uma grande dificuldade em estabelecer relações simples entre o poder energético e a estabilidade do canal (Sear *et al.*, 2003). Uma das razões possíveis para o facto prende-se com a presença de vegetação, que tem uma influência significativa em todos estes processos, aumentando a complexidade das predições. Esse efeito pode ser facilmente compreendido recorrendo a uma das equações que relacionam a velocidade com a resistência ao escoamento, como a fórmula de Manning (desenvolvida para condições de caudal uniforme), de grande importância por permitir calcular a velocidade da corrente (V) em função da **rugosidade hidráulica** (através de n , designado por coeficiente de rugosidade de Manning, directamente relacionado com a resistência ao escoamento):

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

em que R é o raio hidráulico e S o declive da superfície da água

A partir desta expressão simples, torna-se claro que, se aumentarmos a rugosidade, ou seja, o coeficiente n , a velocidade de escoamento diminui. É exactamente isso que acontece junto das margens dos rios com vegetação ripícola bem desenvolvida e estruturada, a qual cria uma resistência ao escoamento e desvia a corrente para o meio do canal. Apesar da dificuldade

em determinar com precisão o valor de n nos canais naturais (existe um grande número de tabelas de cálculo, com factores de correcção), torna-se claro que a velocidade da corrente diminui quando aumenta a rugosidade. Um procedimento comum para determinar o valor de n utiliza a expressão:

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

n_b - valor de base para um canal recto e liso (obtem-se em tabelas), n_1 - correcção para irregularidades da superfície, n_2 - correcção para variações no tamanho e conformação da secção transversal, n_3 - correcção para obstruções, n_4 - correcção para a presença de vegetação, m - correcção para o nível de meanderização do canal.

De entre todos estes factores de correcção, é geralmente a vegetação lenhosa ribeirinha (associada a n_4) que mais contribui para a redução da velocidade da corrente, influenciando a hidráulica do escoamento junto das margens e a susceptibilidade destas à erosão. Este facto é crucial quando se nos deparam situações de instabilidade das margens. Para além do referido, aquela vegetação, com os efeitos que o seu enraizamento tem na coesão do solo e na morfologia e hidráulica das margens, acaba também por ter consequências sinérgicas no melhoramento da estabilidade do canal fluvial. Observem-se as fotografias apresentadas nas Figs. 1.3.1 e 1.3.2, que reflectem as consequências das relações acima referidas num canal fluvial mediterrâneo com leito de gravilha e níveis elevados de energia no Outono, quando o caudal atinge os seus valores máximos.



Figura 1.3.1 Um curso de água do Sul de Portugal (R. Odelouca), caracterizado por elevado hidrodinamismo causado por cheias pouco frequentes, conduzindo a processos geomórficos intensos. Onde a faixa de vegetação ribeirinha foi pouco perturbada, a margem exerce uma resistência efectiva ao escoamento, aumentando n e desviando o fluxo para a parte central do canal, o que evita o colapso das margens. No entanto, notam-se áreas pontuais de colonização por canaviais exóticos, uma primeira indicação de fragilidade.

Mas se os troncos e outros caules da vegetação ribeirinha modificam a distribuição da velocidade de escoamento junto das margens e a tensão de arrastamento marginal, a sua contribuição é particularmente efectiva em canais com uma relação



Figura 1.3.2 O mesmo curso de água num troço mais perturbado. Os pomares afectaram a faixa ripícola, reduzindo a rugosidade hidráulica neste sistema altamente energético. Estes canais fluviais transportam muitos sedimentos e nos meandros as suas secções transversais são caracteristicamente triangulares, com uma margem de depósito de sedimentos no interior da curva e um talude marginal abrupto e notavelmente afectado pela erosão na parte exterior. Nestas situações, os cursos de água estão longe de estar em equilíbrio dinâmico e a vegetação ribeirinha prima pela ausência, ou tem baixa diversidade e é pouco estruturada (frequentemente com dominância de espécies exóticas).

largura / profundidade inferior a 12 (consulte-se a compilação elaborada por Lawer *et al.*, 1997). Na zona vizinha das margens a presença de vegetação flexível reduz as velocidades de escoamento e as tensões de arrastamento sobre o solo, em primeiro lugar, por desviar para a camada superior do perfil vertical as maiores velocidades da água, desviando-as da interface com o solo e, em segundo lugar, por atenuar a turbulência do escoamento. Os autores acima referidos consideram que a presença de árvores cria mecanismos hidráulicos muito diferentes dos que estão associados à presença de vegetação herbácea e que o padrão de espaçamento da vegetação lenhosa aumenta a complexidade da dinâmica fluvial: os troncos das árvores actuam como elementos de rugosidade de grande escala, diminuindo a velocidade de escoamento por atrito. Contudo, ao mesmo tempo que reduzem a velocidade de escoamento ao longo das margens, os troncos podem promover a formação de bolsas locais de instabilidade, criando áreas de aceleração da velocidade de escoamento e de elevada turbulência, com ocorrência de fenómenos erosivos nos intervalos das coberturas ribeirinhas descontínuas.

Por outro lado, não são só os caules vivos que são importantes para a compreensão da hidrodinâmica

fluvial: os detritos lenhosos grosseiros (LWD, do inglês *large woody debris*) contribuem também de forma significativa para os processos geomórficos. As acumulações de LWD podem constituir revestimentos protectores dos leitos e margens em alguns locais, levando à deposição de sedimentos, enquanto noutros troços podem entupir o canal, favorecendo a erosão através da concentração do escoamento e da sua deflexão (revisões sobre este tema podem ser consultadas em Piégay e Gurnell, 1997, e Kondolf e Piégay, 2005). Estas compilações bibliográficas sugerem que as principais contribuições dos LWD para a morfologia dos canais fluviais são as seguintes:

- Concentração da acumulação de sedimentos, por interferência com o poder energético do curso de água.
- Heterogeneidade da hidráulica do escoamento proporcionando variação longitudinal das dimensões e da estabilidade do canal.
- Criação de complexidade dos canais fluviais com efeitos relevantes na diversidade ecológica dos habitats.
- Melhoria da dinâmica do transporte e sedimentação das diferentes fracções das partículas de matéria orgânica em suspensão.

As relações entre o canal fluvial e os influxos de água e sedimentos são empíricas e o principal problema da sua aplicação com sucesso é requererem uma grande quantidade de dados distribuídos por períodos relativamente longos. A maior parte das expressões matemáticas derivam das seguintes funções exponenciais (nas quais o parâmetro D_{50} pode ser eliminado por uma questão de simplificação):

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

Nas quais:

- w and d representam a largura e a profundidade do troço fluvial em pés (1 pé $\approx$ 0,305 m)
- S é o declive médio do troço
- D_{50} é a mediana das dimensões das partículas dos sedimentos, em mm
- Q é o caudal com o canal totalmente preenchido, em $m^3 s^{-1}$
- Z é a altitude do leito do canal (no momento t)

- Z_0 é a altitude do leito do canal (no momento t_0)
- a , b and k são os coeficientes de regressão, dos quais a assume valores >1 quando há deposição de sedimentos ou <1 quando ocorrem condições de degradação
- t é o período de observação desde um momento inicial em que $t_0 = 0$.

Quando se lida com a estabilidade do canal fluvial e da vegetação ribeirinha circundante, é frequentemente mais importante prever as situações extremas, por exemplo expressas como a largura do canal em situação de cheia (w_b), quer em função do caudal médio (Q), quer do caudal de cheia (Q_b):

$$w_b = k_7 Q^{k_{10}} \quad \text{or} \quad w_b = k_{11} Q_b^{k_1}$$

Estas expressões têm também a vantagem dos seus coeficientes e expoentes serem mais estáveis do que os das expressões referidas anteriormente: por exemplo, k_{10} tem geralmente um valor à volta de 0.50 e, para rios com leitos de gravilha, k_7 varia entre 2.85 e 3.74 (Hey e Thorne, 1986; Stewardson, 2005).

É claro que os expoentes e coeficientes devem ser específicos para os cursos de água ou bacias hidrográficas, ou então podem apenas ser extrapolados para outras condições se os materiais do substrato e a geometria longitudinal (designadamente a meanderização) forem semelhantes às situações para os quais foram obtidos, uma vez que variam muito entre regiões. Para informação expedita quanto a coeficientes e condições da sua obtenção pode-se referir USDA (2000), que inclui uma selecção de diversos autores e de uma ampla gama de situações geográficas.

Para Stewardson (2005), a geometria hidráulica dos troços fluviais pode ser descrita eficazmente apenas com cinco variáveis hidráulicas: largura e profundidade médias, em conjunto com os coeficientes de variação destes parâmetros e a velocidade da corrente. Contudo, como já foi referido, o uso destas expressões matemáticas requer estudos prévios efectuados a longo prazo, a não ser que se possa obter da bibliografia parâmetros calculados em condições semelhantes. Com frequência, a restauração de faixas ribeirinhas exige uma avaliação quantitativa da estabilidade dos taludes. No caso de margens coesas, a ocorrência de colapso, geralmente ao longo de um troço específico, ocorre quando a erosão fluvial leva a que seja ultrapassada a altura crítica da margem ou o ângulo crítico do talude com a horizontal.

A altura crítica da margem (H_c), a partir da qual pode ocorrer um corte planar da mesma, é dada pela expressão:

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

Em situações em que sejam de considerar colapsos extensivos, é provavelmente mais adequada a expressão:

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

Em que c mede a coesão dos materiais da margem (kPa), ϕ é o ângulo de atrito interno dos materiais, I é o ângulo do talude marginal com a horizontal, e γ é o peso volúmico do material da margem (kN m^{-3}).

Estas expressões podem parecer um tanto assustadoras, mas, mais uma vez, pretendem essencialmente ilustrar as relações que existem entre as diversas variáveis. Por exemplo, se a erosão criar um perfil vertical para o talude marginal (aumentando o valor de I), decresce H_c , ou seja, a margem provavelmente entrará em colapso. Por outro lado, quando se pretende reabilitar as margens deve-se compreender que, se for necessário adoptar um ângulo do talude marginal elevado, é fundamental reduzir a altura da margem, a não ser que se possam utilizar nesta materiais com maior coesão (valor de c), ou com um ângulo de atrito interno mais elevado (ϕ). Estes últimos parâmetros dizem respeito à possibilidade de movimento interno das partículas umas em relação às outras, que depende essencialmente da sua forma: partículas menos esféricas são, claro, mais estáveis.

No entanto, se pretendermos determinar um valor para H_c , podem obter-se em manuais comuns de referência valores para estas duas variáveis em função dos materiais existentes no local, não sendo necessários, para fins práticos, cálculos ou testes laboratoriais.

Usando a última equação, é também possível elaborar curvas para diferentes ângulos de atrito interno e, considerando condições de solo saturado (as mais dramáticas), determinar a altura crítica a partir do peso volúmico do material (fig. 1.3.3). Contudo, de novo, é necessário não esquecer que se está a lidar com solos, sem considerar a colonização pela vegetação ripícola. Por exemplo, havendo árvores ribeirinhas bem desenvolvidas os valores de H_c podem aumentar significativamente.

Um conhecimento panorâmico simples do nosso curso de água estará sempre incompleto sem alguma informação quanto ao transporte sólido de sedimentos. Uma vasta gama de equações tem também sido desenvolvida para este fim, mas nenhuma é de aplicação universal, dado que todas se fundamentam principalmente em trabalhos empíricos e experimentais, especialmente em canais com sedimentos do leito uniformes (Thorne *et al.*, 2003). Tendo em conta estas limitações, apresenta-se a relação empírica desenvolvida por Bathurst *et al.* (1987), na qual se tentou relacionar o caudal crítico por unidade de largura (Q_c) com a mediana das dimensões das partículas sólidas, D_{50} :

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

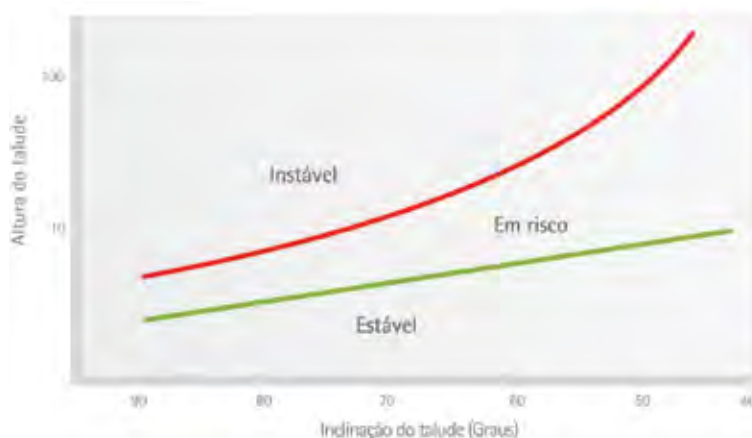


Figura 1.3.3 Gráfico de estabilidade dos taludes marginais elaborado para relacionar a estabilidade do talude com a sua altura e ângulo de inclinação com a horizontal (indicado apenas para condições de saturação). A altura da margem está figurada em escala logarítmica. Adaptado de Kondolf e Piégay (2005).

Esta expressão demonstra que a estabilidade do leito do canal (associada a valores elevados do caudal crítico) aumenta com a dimensão das partículas, reduzindo-se quando aumenta o declive do leito, mas deve considerar-se que esta equação é mais apropriada para leitos com partículas de dimensão uniforme. De forma semelhante, também se pode relacionar o poder energético já mencionado atrás com o movimento das partículas do leito, definido um valor crítico para o índice de poder energético $\omega' = \omega/w$, em que w representa a largura do leito do canal), a partir do qual as partículas começam a deslocar-se.

$\omega' = 290(D_{50})^{1.5} \log\left(\frac{12d}{\omega'}\right)$, em que d representa a profundidade

Mais uma vez se apresenta uma expressão que fornece informação muito útil quanto à estabilidade dos cursos de água (no contexto da sua dinâmica natural): à medida que aumenta a profundidade da água, maior pode ser a energia da corrente sem que haja quebra de estabilidade. Pelo contrário, as águas superficiais induzem mais turbulência e provocam mais facilmente a deslocação de partículas de partículas do leito

Podem-se observar na fig. 1.3.4 as tendências de variação longitudinal destes parâmetros hidráulicos e hidrogeomórficos, nomeadamente a relação geralmente antagónica entre o poder energético do curso de água e a deposição de sedimentos, bem como o facto de ω atingir o valor máximo onde S e Q atingem os valores mais elevados.

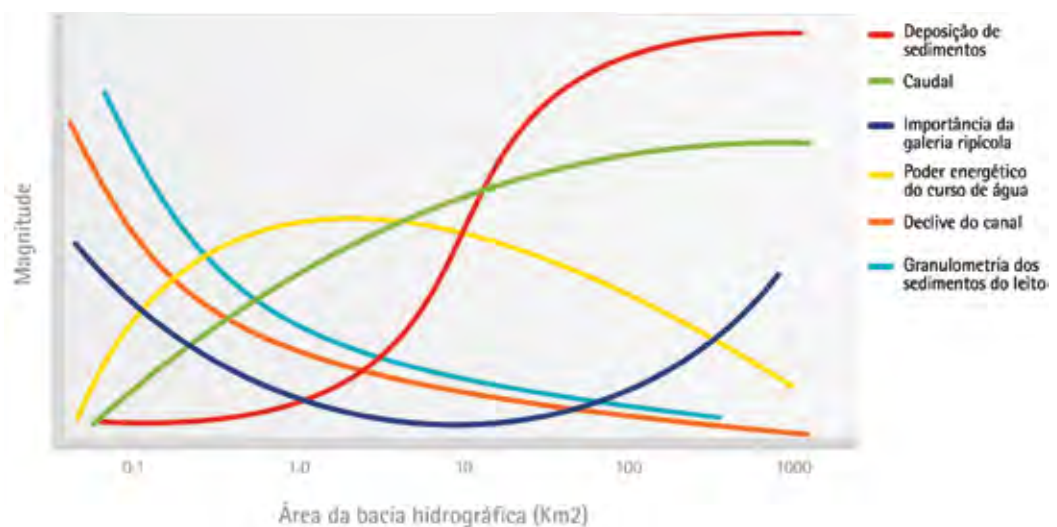


Figura 1.3.4 Variação longitudinal das características hidrogeomórficas (em escala logarítmica) associadas ao transporte e deposição de sedimentos e ao papel desempenhado pela vegetação ribeirinha (modificado de Church, 2002). A importância da faixa ribeirinha é controversa, pois a parte de jusante dos rios com barragens de grande dimensão está geralmente totalmente regularizada nos rios europeus. No entanto, a intenção foi expressar o papel desta vegetação nos troços mais a montante, associados à entrada de matéria orgânica particulada, bem como nos troços fluviais terminais, onde podem teoricamente desempenhar um papel significativo na dinâmica das zonas húmidas periodicamente inundadas.

Desenvolvimento das linhas mestras para as faixas tampão ribeirinhas: largura e estrutura em função dos objectivos da conservação

As revisões bibliográficas sobre este assunto efectuadas por Webb e Erskine (1999) e Wenger (1999) coincidem nalguns pontos importantes:

- **Extensão:** As faixas tampão ribeirinhas devem instalar-se em todos os cursos de água permanentes, temporário e efémeros, ocupando a máxima extensão possível. Isto significa que as faixas ribeirinhas devem acompanhar

todo o comprimento do cursos de água, tendo em atenção que nos troços fluviais de ordem mais baixa, ou quando as margens rochosas e escarpadas têm uma representação importante, não é possível satisfazer essa exigência.

- **Tipo de vegetação:** A vegetação ripícola deve ser exclusivamente constituída por espécies autóctones, de forma a constituir o habitat mais

adequado, preservando também a integridade e a biodiversidade genéticas. A alguma distância do curso de água pode ser aceitável o abate e exploração económica da vegetação.

- **Largura:** Esta característica deve depender das principais funções projectadas para a faixa tampão ribeirinha: enquanto o controlo da erosão fluvial ou o habitat para as espécies aquáticas podem ser assegurados por uma faixa estreita, outros serviços, como por exemplo a remoção de depósitos de sedimentos ou a retenção de nutrientes, requerem uma faixa com maior largura.
- **Protecção:** Os corredores ribeirinhos reabilitados devem ser vedados ao acesso do gado.

Estas regras não são assim tão simples de respeitar, especialmente no referente à composição e densidade da vegetação, ou à largura da área intervencionada, pois devem ser especificadas com muito maior detalhe em cada situação concreta. No respeitante à determinação da largura, deve-se mencionar que existe um número de trabalhos e de expressões matemáticas correspondentes de tal forma extenso que qualquer pessoa que tenha de se começar a dedicar a este assunto ficará primeiro muito confusa e, posteriormente, acabará por ir à procura de auxílio fora da bibliografia publicada. Há até um número razoável de programas de computador que pretendem tornar esta actividade mais fácil, como por exemplo o sofisticado REMM (Lowrance, 1998), que permite aos técnicos determinar o efeito na qualidade da água de diferentes larguras da faixa ribeirinha, simuladas para condições definidas de vegetação, solo e topografia. Infelizmente estes modelos ou são muito exigentes em informação de base, ou não estão calibrados, sendo as suas variáveis complexas e difíceis de obter. Assim, só serão aqui referidos procedimentos muito simples que são adequados para objectivos específicos e podem ser utilizados na maioria das condições existentes na Europa.

Nieswand *et al.* (1990) propôs, para faixas tampão projectadas para a retenção de sedimentos e dos poluentes a estes associados, uma relação directa entre a largura da faixa ribeirinha (W) e o declive (S) mediada por um coeficiente $k=15$, que descreve uma largura padrão da faixa, expressa em metros, para um declive de 1%.

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

É claro que esta relação é muito simples, mas as críticas que recebe prendem-se principalmente com o valor das larguras a que conduz, obviamente exageradas para cursos de água com um baixo número de ordem levando de facto a que o limite de utilização desta expressão se fique pelos declives até 15%. Compilando informação de um vasto conjunto de autores para esse tipo de cursos de água, pode-se obter a expressão seguinte, mais fácil de adaptar à maiorias das situações:

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

em que S é de novo expresso em %, e c é um coeficiente que varia entre 0,15 e 0,30, conforme as condições topográficas e geológicas (tomando valores mais baixos em troços de cabeceira da rede hidrográfica).

Esta expressão é mais adequada para cursos de água de ordem mais baixa e com declives mais acentuados, enquanto a anterior se adapta melhor a troços mais baixos em áreas de sedimentação.

A deposição excessiva de sedimentos pode apresentar numerosos efeitos negativos no biota dos cursos de água, pois podem reduzir não só a adequação do habitat para os peixes e invertebrados, mas também interferir na produtividade primária, devido ao decréscimo de transmissão da luz na coluna de água. Por outro lado, os efeitos da sedimentação excessiva podem até ser mais directos, causando a morte de peixes e de macroinvertebrados que se alimentam por filtração da água. No que se refere à vegetação ribeirinha, uma elevada acumulação de limo e areia fina pode também inibir a germinação de sementes, favorecendo a instabilidade dos taludes marginais sujeitos a forças erosivas. As faixas ribeirinhas podem contribuir de forma decisiva para a sedimentação através de:

- Retenção de sedimentos de origem terrestre transportados pelo escoamento superficial.
- Decréscimo da velocidade de escoamento dos fluxos de cheia transportadores de sedimentos e do efeito de limpeza daqueles sobre o leito, levando à deposição de partículas em suspensão nos taludes das margens e não no leito de escoamento.
- Estabilização dos taludes marginais com prevenção da erosão.

- Manutenção de grandes influxos de detritos lenhosos que contribuem para a retenção dos sedimentos transportados em suspensão.

Desbonnet *et al.* (1994) compilou a informação existente sobre este assunto na costa leste dos EUA, relatando que um acréscimo da largura das faixas tampão de 3,5 vezes favorece em 10% a remoção de sedimentos. Concluiu também que faixas de 60 m de largura permitiam obter um elevado nível de eficiência. Este valor é demasiado elevado para ser aceitável nas cabeceiras dos cursos de água europeus. Wenger (1999) compilou as contribuições de autores de diversos continentes tendo especificamente em conta os troços elevados das redes hidrográficas, tendo concluído ser possível atingir eficiências da ordem dos 80%, em declives de 10-15%, com vegetação ribeirinha densa ocupando uma largura de apenas 5-10 m.

No que se refere às orientações para a vegetação, um grande número de livros de texto menciona as considerações de Welsch (1991), o qual propõe para áreas de ocupação agrícola um modelo de sistema tampão ribeirinho com três zonas:

- Uma primeira zona com não mais de 5 m de largura, junto ao curso de água, constituída por floresta não perturbada destinada ao controlo da erosão.
- Uma segunda zona atingindo até cerca de 25 m de largura, mais complexa e com possibilidade de abate e exploração moderados, planeada para remoção de nutrientes.
- Uma terceira zona, definida para ter não mais de 7 m de largura, constituída por uma faixa de gramíneas com colheita e pastoreio controlados,

cuja função consiste em favorecer a distribuição do escoamento superficial pelo declive deforma a reduzir a velocidade da água que flui para a segunda zona, o que é essencial para uma boa eficiência do decréscimo na concentração de nutrientes.

É claro que este é um bom exemplo de um sistema teórico tendo por principal objectivo a redução da poluição difusa, mas peca por má adaptação prática às limitações topográficas e dificuldade de aplicação de um ordenamento tão específico e rígido a todas as situações. Naiman *et al.* (2005) adoptaram o mesmo critério das três zonas, mas com diferenças nas respectivas larguras e funções: A zona 1 deve exceder os 10 m e combinar a estabilização e ensombramento do talude marginal com a formação de habitat para a vida silvestre e a remoção de nutrientes, podendo-se abater árvores em cortes salteados; a zona 2 define-se tendo por objectivos a redução da velocidade de escoamento das águas superficiais quando as margens estão inundadas e o acréscimo da diversidade, mas é sensato constituir-la com uma ou duas filas de arbustos autóctones (com altura máxima de 3-4 m); finalmente, a zona 3 tem largura e funções semelhantes às definidas por Welsh (com prioridade para a redução do escoamento superficial), sendo composta essencialmente por gramíneas e outras plantas herbáceas. Em geral os autores concordam em que é recomendável destinar um total de 20% da área das três zonas destas faixas tampão florestadas à redução da poluição difusa. Contudo, têm faltado estudos deste tipo na região mediterrânea e, mesmo não discordando de uma composição da faixa ribeirinha em três zonas, em áreas relativamente áridas é mais conveniente utilizar sobretudo herbáceas e arbustivas com ocorrência local (ex.: *Juncus* spp., *Tamarix africana*, *Frangula alnus*, *Nerium oleander*, etc.).

Avaliação da integridade ecológica dos habitats ribeirinhos

Naiman *et al.* (2005) consideram que a identificação de locais de referência é crítica e uma base fundamental da avaliação. Além disso, a classificação de comunidades ribeirinhas e de habitats fluviais requer uma análise integrada de factores físicos, químicos e biológicos. Estes autores sumarizam um grande número de técnicas de avaliação (doze, quase todas desenvolvidas nos EUA), mas concluem que são questionáveis e que os técnicos de ordenamento preferem métodos de avaliação "realistas" e expeditos.

Na Europa, a maioria dos métodos que têm sido utilizados não foram especificamente desenvolvidos para a análise qualitativa de faixas ribeirinhas, mas a sua aplicação é uma componente essencial da avaliação das condições físicas do curso de água e do corredor ribeirinho. Por exemplo, na Áustria e na Alemanha o LAWA (LAWA, 1993) é um método de avaliação do habitat que é actualmente aplicado extensivamente pelas autoridades locais (Muhar *et al.*, 2004; Kamp *et al.*, 2004). No Reino Unido a

avaliação de habitats tem vindo a ser sucessivamente aperfeiçoada, sendo instrumentos de trabalho importantes o River Corridor Survey (NRA, 1992) e o River Habitat Survey, RHS (Raven *et al.*, 1997). Esta última metodologia, que é reconhecida como uma técnica de avaliação à escala dos troços fluviais, cobre actualmente toda a gama de variação geomorfológica da Grã-Bretanha e da Irlanda. Tem sido também constantemente modificada para incorporar cursos de água urbanos ou profundamente regularizados, adoptando então a designação de Urban River Survey, URS (Davenport *et al.*, 2004), bem como para cursos de água mediterrâneos (Buffagni e Kemp, 2002). Em França, o SEQ-MP é provavelmente a principal técnica de avaliação do estado de conservação dos cursos de água, tendo sido também largamente aplicado em todo o país. De entre os métodos que incluem principalmente características ribeirinhas, devem-se referir o SERCOM (Boon *et al.*, 1997), o QBR (Munné *et al.*, 2003), e o RQI (González del Tánago *et al.*, 2006). Os dois últimos foram desenvolvidos para a Península Ibérica. Enquanto o QBR não exige a definição de condições de referência, considerando estritamente as condições existentes na faixa ribeirinha, o RQI relaciona o estado desta vegetação com as condições hidromorfológicas do segmento fluvial em estudo.

Não se deve esquecer, contudo, a informação histórica sobre esta matéria. Piégay e Saulnier (2000) usaram séries de fotografias aéreas estendendo-se

por mais de 50 anos na bacia do rio Ain, em França, para cartografar espacial e temporalmente taxas de mobilidade dos canais, de forma a prever a evolução das alterações no seu traçado, designadamente a largura da zona do leito, bem como as consequências futuras para a floresta ribeirinha. Contudo, cartografar vegetação ribeirinha em toda uma bacia hidrográfica requer um trabalho duro. Apesar disso, o progresso nas imagens obtidas por satélite têm vindo a tornar possível o mapeamento do grau de conservação das faixas tampão ribeirinhas, mesmo para faixas estreitas. As técnicas aplicáveis incluem a extracção de informação adicional de observações de satélite com resolução moderadamente elevada (20-30 m), a produção de imagens com alta resolução espacial (1-5 m), tornando-as comparáveis a fotografias aéreas, e o advento da detecção remota baseada no uso de imagens tridimensionais a laser do coberto vegetal, como as dos instrumentos Lidar (Goetz, 2006). Esta última técnica permite cartografar a distribuição de alturas da vegetação no interior das faixas ribeirinhas, bem como o delineamento rigoroso de manchas de vegetação ribeirinha inseridas noutros tipos de coberto vegetal. A informação obtida por detecção remota das faixas tampão ribeirinhas tem provado ser boa preditora das condições ecológicas dos cursos de água, visto poder relacionar-se adequadamente com métricas de avaliação da "saúde" destes ecossistemas, como os valores obtidos através do índice de integridade biótica (IBI, Index of Biotic Integrity) (Van Sickle *et al.*, 2004).

Restauração dos taludes marginais dos cursos de água

Em muitas situações, os taludes das margens necessitam de ser estabilizados (por técnicas permanentes ou temporárias), devido à erosão acelerada a que estão sujeitos, antes de quaisquer medidas tendentes à recuperação da vegetação ribeirinha terem lugar. Isso é absolutamente indispensável sempre que ocorram elevadas taxas de destruição das margens, tornando a instalação de quaisquer plantas virtualmente impossível. As instituições que tenham a seu cargo o ordenamento dos cursos de água devem ter sempre presente que não é possível aplicar a sementeira ou a plantação directamente em taludes marginais que permaneçam instáveis. As técnicas de bioengenharia destinadas à estabilização de margens são o tipo de intervenção mais adequado a estas situações. O seu objectivo é então criar as condições adequadas para o retorno

às funções naturais das margens, criando habitats capazes de suportarem as comunidades aquáticas e as que se estabelecem nas faixas ribeirinhas. Contudo, estas técnicas, cujos principais tipos se descrevem no Quadro 1.3.1, não devem ser consideradas como uma panaceia universal e devem ser sempre aplicadas por pessoal experiente, orientado por especialistas com conhecimentos em áreas do conhecimento tão diversificadas como a hidrologia, a ciência do solo, a biologia e a silvicultura. A maioria destas técnicas está ilustrada nuns poucos de casos de projectos de restauro descritos no capítulo seguinte, devendo ainda complementar-se a observação do Quadro 1.3.1 com a consulta das Figs. 1.3.5 a 1.3.8. Simons e Boeters (1998) definem também algumas regras simples a observar no reforço de taludes marginais de cursos de água:

- a) Indicar claramente a área a melhorar e os locais de vazadouro.
- b) Definir as necessárias restrições ao acesso de pessoas.
- c) Determinar antecipadamente o período do ano mais adequado para a execução dos trabalhos (geralmente desde o fim da Primavera para as mobilizações do solo e no Outono para semear e plantar).
- d) Evitar entradas de nutrientes nos cursos de água.
- e) Desenvolver as actividades, tanto quanto possível, do leito do canal para o exterior.
- f) Evitar o uso de equipamento que compacte o solo da faixa ribeirinha ou danifique a vegetação que seja importante preservar.

Tabela 1.3.1 Principais técnicas utilizadas para o reforço dos taludes marginais dos cursos de água, a aplicar antes, ou em combinação, com a reinstalação de vegetação. Estas técnicas não são independentes e é frequentemente recomendável a integração de diferentes metodologias.

Técnicas	Características	Aplicação e especificações técnicas	Eficácia
▪ Configuração da margem e plantação.	▪ Correção do declive do talude para que não exceda a altura crítica, seguida da reposição das camadas superficiais do solo e plantação; reforço prévio na base do talude.	▪ Em cursos de água com poder energético mediano, com baixos níveis de erosão e para utilização em conjunto com outras técnicas.	▪ Favorece a colonização por espécies autóctones.
▪ Empacotamentos de arbustos.	▪ Camadas alternadas de ramos vivos e cascalho ou pedras.	▪ Em zonas erodidas das margens, desde que não sujeitas a submersão regular.	▪ Estabelece rapidamente um talude vegetado, proporcionando maior estabilidade do solo; também permite a colonização por espécies locais.
▪ Esteiras com ramos vegetativos.	▪ Camada continua de ramos vivos ou mortos, fixados ao solo através de estacas vivas.	▪ Em zonas acima do nível normal das águas, onde os taludes estejam ameaçados pelos caudais de cheia.	▪ Proporciona protecção imediata, restaurando rapidamente as condições ripícolas.
▪ Geotêxteis, nomeadamente rolos de fibra de coco.	▪ Tapetes de fibras naturais dispostas sobre os taludes, fixadas através de estacas dormentes; rolos de fibra de coco são cravados com estacas na base do talude.	▪ Adequados após modelação dos taludes, onde não se verifiquem forças transversais elevadas e seja necessária estabilização moderada.	▪ Reduz a erosão ao longo de todo o talude e proporciona condições para um acréscimo da humidade do solo, o que aumenta a viabilidade das plantas enraizadas.
▪ Plantação de estacas dormentes.	▪ Plantação ao longo das margens de forma a aumentar a rugosidade hidráulica.	▪ Mais útil em áreas semi-áridas ou em taludes com reduzido ensombramento.	▪ Estabelece rapidamente a vegetação ripícola e reduz a velocidade da corrente junto aos taludes.
▪ Gabiões com vegetação.	▪ Caixas de rede de arame, preenchidas com pedras e cobertas com solo, onde se introduzem estacas vivas para enraizamento.	▪ Adequados em declives acentuados e em locais de corrente forte, com fundações estáveis; apenas pode ser utilizado na base do talude.	▪ Permite uma elevada protecção da base dos taludes declivosos, onde outras técnicas poderão não ter sucesso.
▪ Enrocamento completo, ou enrocamento da base do talude simultaneamente com plantação.	▪ Cobertura com materiais rochosos; nos espaços entre pedras são introduzidas as estacas vivas.	▪ Utiliza-se em áreas sujeitas a erosão intensa, frequentemente após uma aplicação prévia duma cobertura geotêxtil, e onde a correcção da pendente do talude é difícil.	▪ Durabilidade de longo prazo em declives moderados e correntes moderadas a fortes, como o exterior das curvas.
▪ Muro de suporte vivo em madeira, do tipo <i>cribwall</i> .	▪ Caixas de troncos interligadas entre si, preenchidas com camadas alternadas de terra e estacas vivas.	▪ Adequado em cursos de água com taludes de declive muito acentuado (mas não com substrato rochoso) e forte erosão; instala-se sobre uma fundação em gravilha.	▪ Comparado com os gabiões ou enrocamentos proporciona uma aparência natural e reabilita taludes onde tenha ocorrido uma grande perda de solo.

Técnicas	Características	Aplicação e especificações técnicas	Eficácia
Faxinas vivas.	Feixes de estacas vivas, espaçadas de modo equidistante ao longo do declive, ou apenas no interface entre a água e o talude (em situações de baixos caudais); são parcialmente cobertas com terra.	Pode ser normalmente aplicado em declives suaves; frequentemente necessita de modelação do talude e protecção da base.	Permite a colonização por parte da vegetação natural, mas não resiste a velocidades da água elevadas, devendo ser combinada com outras técnicas de bioengenharia.
Entrançados.	Fileira de ramos ou árvores entrançadas, ao longo limite inferior da margem e ancoradas na base.	Utiliza-se em cursos de água de média ordem, onde esteja disponível material lenhoso.	Muito eficaz no aumento da rugosidade hidráulica, criando condições para a redução da corrente e captura de sedimentos.
Faixas de vegetação com ramos vivos combinadas com terra armada com mantas orgânicas.	Estacas vivas colocadas (perpendicularmente ao talude) em camadas alternadas com solo compactado disposto sobre geotêxteis.	Especialmente aconselhado para grandes declives escavados pelo curso de água, podendo no entanto necessitar duma fundação estável, ou até de protecção na base, quando forem frequentes correntes fortes.	Estabelece rapidamente uma camada densa de vegetação ripícola, mas pode afectar a colonização natural.
Esporões vivos.	Estruturas que se projectam para o leito, constituídas por pedras ou barreiras de estacas vivas.	Pode ser utilizado em cursos de água de baixa ou média ordem, especialmente em áreas agrícolas onde o leito foi canalizado: quando colocados alternadamente em ambas as margens produzem um talvegue meanderizado.	Deflecte o escoamento para longe do talude e possui a capacidade de estreitar o canal, através da acumulação dos sedimentos junto do talude e removendo-os do centro do canal; adicionalmente, aumentam a heterogeneidade física e, consequentemente, a diversidade dos habitats.

Aplicações

Apresentam-se sumariamente neste capítulo três casos em que foram utilizadas algumas das técnicas mencionadas no Quadro 1.3.1 (Cortes *et al.*, 2004; Boavida *et al.*, 2008). Os objectivos da reabilitação e as características físicas eram bastante distintas entre os casos considerados, mas tinham em comum um aspecto importante: estas estruturas não poderiam ser aplicadas extensivamente. Pelo contrário, deveriam ser adaptadas em áreas limitadas, tendo em conta a variabilidade natural ao longo do troço fluvial seleccionado, as diferenças na estabilidade dos taludes marginais e a necessidade de favorecer o desenvolvimento da vegetação ribeirinha. Além disso, é geralmente necessário definir a escala correcta de actuação e compilar a informação ecológica relevante, no contexto da bacia hidrográfica, procedendo a um inventário adequado dos elementos biológicos e do ambiente físico que lhes está associado. Este trabalho de campo prévio, não só permite definir a situação de partida, ou seja, o estado de referência (para se avaliar no futuro, através de um programa de monitorização, a eficiência relativa das intervenções), mas é também fundamental para analisar as ligações entre a área seleccionada e os ecossistemas envolventes. Assim, aquelas observações não devem limitar-se

estritamente ao espaço a que vão ser aplicadas as técnicas de bioengenharia, mas estender-se a uma área envolvente mais ampla. Uma tal inventariação é também de grande utilidade para estabelecer com maior precisão o âmbito e objectivos do projecto.

Nos casos aqui apresentados, a avaliação efectuada mostrou o desvio entre as áreas sujeitas a impacto e as zonas envolventes e permitiu a definição clara dos objectivos da intervenção: enquanto na Ribeira de Odelouca era mais aconselhável proceder a uma reabilitação extensiva, nos Rios Estorãos e Tâmega era necessária uma acção concentrada e forte em segmentos fluviais relativamente mais limitados. No caso da Ribeira de Odelouca, situada no Sul de Portugal, apresentam-se duas situações contrastantes no mesmo rio: a montante e a jusante de uma nova barragem destinada ao abastecimento de água. Este é um curso de água tipicamente sujeito às condições mediterrâneas, percorrendo formações sedimentares, com um canal fluvial dinâmico e fortemente influenciado por cheias súbitas. Encontra-se envolvido por áreas com um uso intensivo do solo, dominado por pomares que se estendem até uma faixa ribeirinha muito pobre e

com a vegetação autóctone substituída por espécies exóticas, dominando principalmente os canaviais (*Arundo donax*).

Uma laboriosa apreciação do problema à escala de toda a bacia hidrográfica da Ribeira de Odelouca, concluiu pela adopção de medidas que sustivessem o alargamento do canal nos troços mais críticos situados a montante da barragem (veja-se a Fig. 1.3.5 para uma observação das múltiplas técnicas que foram concebidas para este troço com a finalidade de estabilizar as margens e o leito fluvial, as quais estão também descritas no Quadro 1.3.1). Por outro lado, a jusante da barragem (Fig. 1.3.6), mesmo quando era necessário controlar a erosão, a prioridade foi fazer face às novas condições hidrológicas resultantes da regulação do curso de água, conduzindo a uma considerável redução do caudal (o que obrigou mesmo à definição de um caudal mínimo). Neste caso o projecto incluiu uma modificação no leito do curso de água, através da formação de um novo leito com meandros num troço fluvial onde a linha de água havia progressivamente escavado os taludes marginais. O propósito foi o de permitir uma profundidade razoável da água, de forma a criar

condições para que as espécies ameaçadas de peixes aí completassem o seu ciclo biológico (duas espécies são endémicas desta região). A estabilização deste canal deverá efectuar-se através do uso de rolos de pedra ou gabiões cilíndricos, que são uma espécie de "chouriços" flexíveis de pedras locais contidas em redes de nylon ou metálicas, nos quais se fixam rolos de plantas ou se introduz solo com sementes. A introdução de deflectores e ilhas de pedras ao longo do canal tem por objectivo favorecer a formação de condições de abrigo para a comunidade aquática. Pretende-se melhorar o resto do leito assim alargado (preenchendo-o com solo e geotêxteis biodegradáveis) de forma a permitir a instalação de linhas de plantas autóctones (caniços, juncos e espécies semelhantes, além de arbustos), enquanto que o revestimento dos taludes marginais primitivos com geotêxteis facultará as condições adequadas para salgueiros e amieiros. Os taludes de montante e de jusante serão extensivamente recobertos de canas exóticas devidamente secas (seguindo-se posteriormente a plantação das espécies adequadas), para evitar a invasão, geralmente muito rápida, dessas mesmas plantas exóticas.

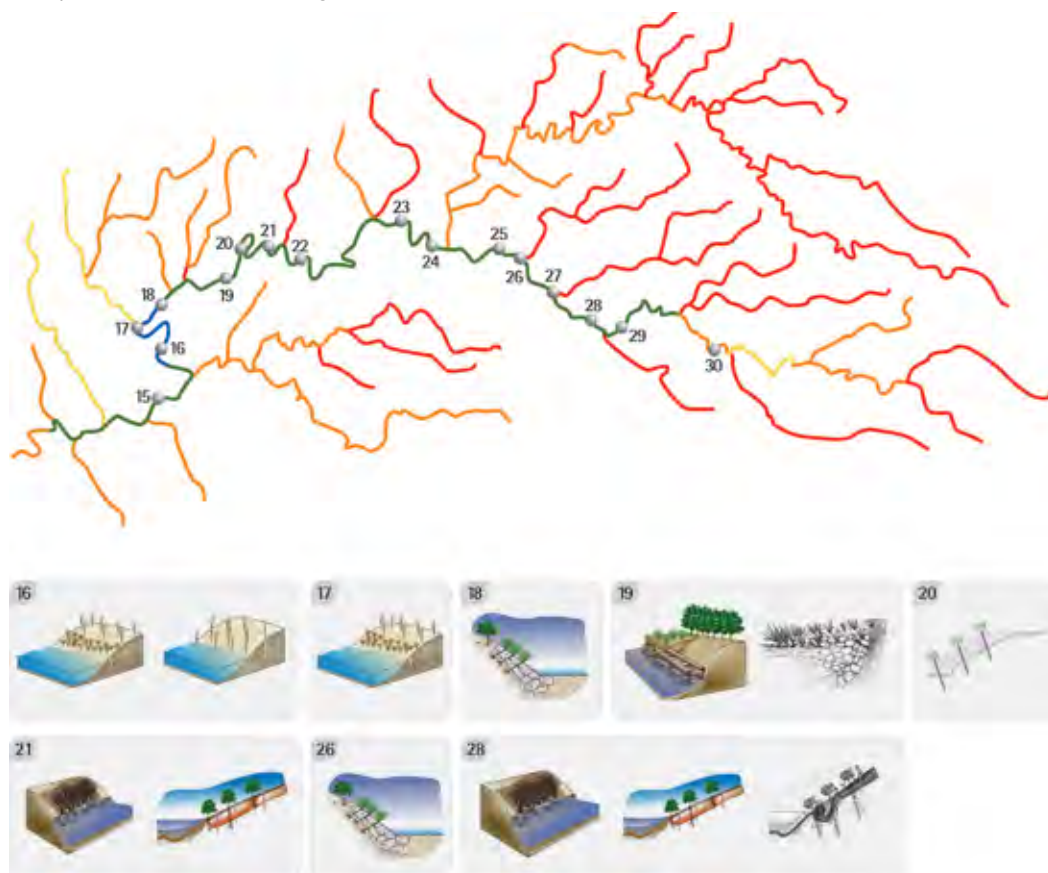


Figura 1.3.5 Ilustração das diversas técnicas utilizadas para melhorar o canal fluvial no troço de montante, protegendo os taludes marginais e melhorando as faixas ribeirinhas. Incluem-se a reconfiguração das margens e a sua plantação, a deposição de revestimentos com ramos dormientes de arbustos e árvores juntamente com geotêxteis, gabiões e enrocamentos revestidos com plantas e "cribwalls". Os números correspondem aos locais de monitorização distribuídos ao longo da rede hidrográfica.

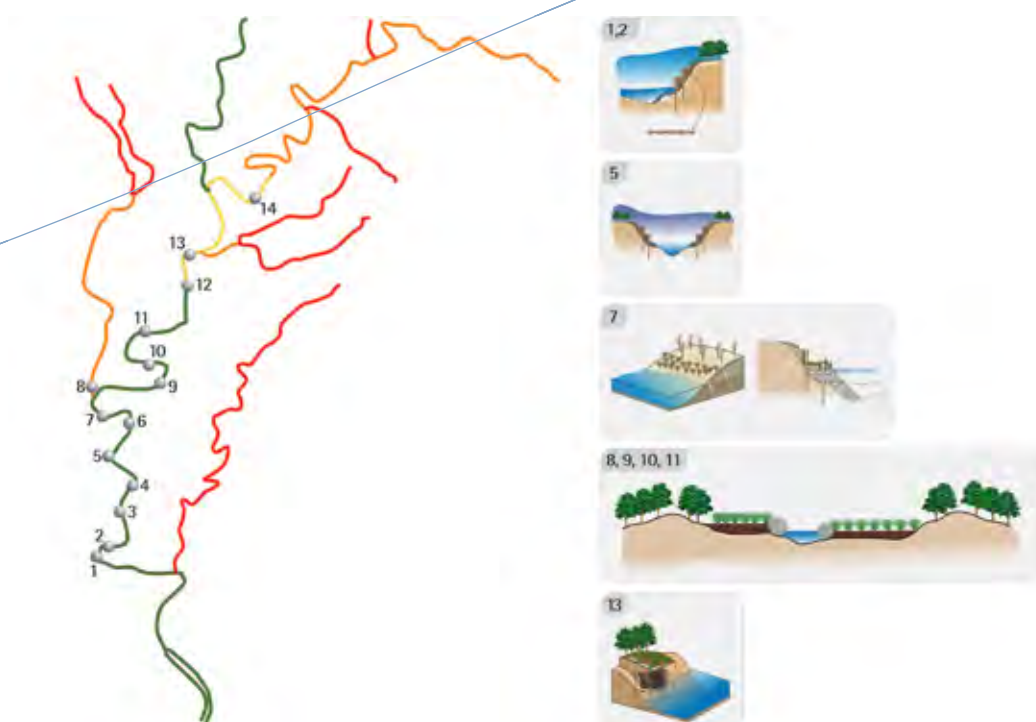


Figura 1.3.6 Esboço das técnicas destinadas a melhorar o troço de jusante da Ribeira de Odelouca que será afectado pela regularização. Do lado esquerdo da figura dispõem-se procedimentos convencionais de estabilização dos taludes marginais e do lado direito procedimentos destinados a criar um canal fluvial sinuoso e de caudal reduzido na parte sobre-alargada, de forma a conter os baixos caudais procedentes da albufeira da barragem. Esta técnica utiliza rolos de pedras envolvendo o canal escavado; definem-se também faixas ribeirinhas distintas, desde formações de plantas herbáceas e arbustivas próximo do canal alagável (requerendo a deposição de solo) até árvores de espécies ribeirinhas nas proximidades das margens originais. Nos troços fluviais mais estreitos de jusante a correcção do declive das margens efectua-se através da criação de terraços suportados por paliçadas.

A intervenção no Rio Estorãos (Fig. 1.3.7), já concluída, foi concebida com o objectivo de consolidar taludes marginais em processo de colapso, em consequência de uma prévia dragagem do leito que levou a que fosse excedida a altura crítica das margens. Este primeiro passo destinou-se a preparar a instalação subsequente de vegetação e a evitar a deposição de sedimentos finos no leito fluvial, a qual afectava a reprodução de peixes migradores (lampreia) e da truta. Para evitar a perturbação visual e aumentar a heterogeneidade física, combinaram-se diversas técnicas de acordo com o nível de instabilidade detectado ao longo do troço fluvial, designadamente gabiões, diferentes tipos de enrocamento (com altura variável: desde o simples revestimento da base do talude até ao enrocamento total da margem), deflectores de corrente laterais em pedra e rolos de fibras orgânicas, além da simples reconfiguração de declives marginais seguida de plantação. A mitigação da perturbação cénica resultante das estruturas visuais foi conseguida através da utilização de estacas vivas de vegetação autóctone e da replantação nos intervalos dos enrocamentos e dos gabiões.

De forma diversa, nos extensos fundões do Rio Tâmega (Fig. 1.3.8), formados na sequência da

extracção de inertes, o objectivo principal foi o de favorecer o exercício de actividades recreativas, sendo este o principal âmbito a ter em conta, tanto mais que o inventário demonstrou a dominância de espécies de peixes exóticas, em consequência de uma degradação total do habitat. O uso de estruturas artificiais limitou-se estritamente aos pontos onde era necessário estabilizar os taludes marginais ou protegê-los da pressão exercida pela presença de visitantes. Noutras áreas preferiu-se efectuar um melhoramento extensivo do habitat, através da remoção dos restos de actividades humanas anteriores, do corte de vegetação indesejada e criação de condições para o reaparecimento natural de margens com um revestimento de plantas ribeirinhas mais diversificado. Na Fig. 1.3.8 ilustram-se os procedimentos utilizados na principal área reabilitada (margem esquerda), onde se estabeleceram prioridades de mais curto prazo por oferecer melhor acessibilidade a visitantes e por ter sofrido maior agressão, em consequência de alterações repetidas no coberto e na própria superfície do solo. A margem direita, que não foi seriamente afectada pelas actividades extractivas e conservou a sua vegetação natural, foi deixada intacta.

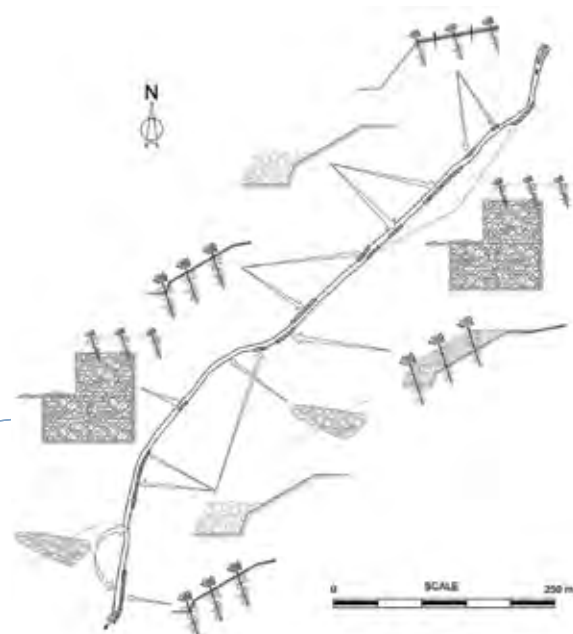


Figura 1.3.7 Distribuição dos procedimentos seleccionados para estabilização dos taludes marginais ao longo do troço fluvial intervençionado no Rio Estorãos (cerca de 1 km). Pode-se observar o uso de gabiões vegetados, diferentes modalidades de enrocamento com plantação simultânea, deflectores laterais de corrente e reconfiguração das margens com aplicação de geotêxteis com estacaria.



Figura 1.3.8 Exemplificação de técnicas mistas de reabilitação ao longo de uma das margens do canal fluvial alargado do Rio Tâmega. De jusante para montante: 1 – enrocamento e instalação de relva e outras gramíneas; 2 – enrocamento com plantação simultânea nas fendas; 3 – paliçada; 4 – enrocamento da base do talude e reconfiguração do declive seguido de arrelvamento; 5 – enrocamento da base do talude e empacotamento vivo (com estacas vivas); 6 e 7 – corte da vegetação e remoção de irregularidades do solo; 8 – área para uso recreativo.

Bibliografia

- Bathurst JC, Graf WH, Cao HH (1987) Bed-load discharge equations for steep mountain rivers. In: 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 Center 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. In: Boon PJ, Howell DL (s/d). *Freshwater Quality: Defining the Indefinable*, 299-326. 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, 61:199-214. *Journal of Limnology*
- 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. In: Garcia Jálón D, Martinez PV (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
- Goetz 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 de agua. *Ingeniería Civil* 143:97-108
- Hey RD, Thorne CR (1986) Stable channels with mobile gravel beds. *Journal of Hydraulic Engineering* 112:671-689
- 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, U.K
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1993) *Die Gewässerstrukturgütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensentwurf für kleine und mittelgroße Fließgewässern in der freien Landschaft*
- Lawler DM, Thorne CR, Hooke JM (1997) Bank Erosion and Instability. In: Thorne CR, Hey RD, Newson MD (1997). *Applied River Morphology for River Engineering and Management*. Wiley, Chichester
- 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 Modeling 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, Solà C, Bonada N, Rierdevall 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*
- Naiman RJ, Décamps H, McClain (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
- 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. In: Boon PJ, Howell DL (eds). *Freshwater Quality: Defining the indefinable? The Stationery Office, Edinburgh*
- Sear DA, Newson MD, Thorne CR (2003) *Guidebook of Applied Geomorphology*. R&D Technical Report FD1914, DEFRA, London
- Simons J, Boeters R (1998) A systematic approach to ecologically sound river bank management. In: *Rehabilitation of Rivers*. Wiley
- Stewardson (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. (disponível online em: 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. *Cooperative Research Center for Catchment Hydrology* 683-688
- Wenger S (1999) *A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation*. Institute of Ecology, University of Georgia

2

Descritores
de biodiversidade.
Os rios como corredores
ecológicos



Introdução

Recentemente, um grande número de estudos científicos demonstrou que a vegetação ripícola tem uma importância excepcional na manutenção da elevada e singular biodiversidade dos sistemas fluviais (Tockner e Ward, 1999; Poiani *et al.*, 2000; Décamps e Décamps, 2002). Neste contexto, a designação de "oásis lineares" tem sido frequentemente atribuída às florestas ribeirinhas, uma vez que possuem características, recursos e condições amplamente distintas das existentes nas áreas adjacentes (González-Bernáldez *et al.*, 1989).

As formações lenhosas ribeirinhas têm "uma importância desproporcionada em relação à área que ocupam" (SNW, 2000), sobretudo quando as zonas adjacentes são dominadas por culturas agrícolas ou por vegetação herbácea. Por outro lado, as zonas ripícolas têm sido designadas como "zonas críticas de transição", uma vez que servem de canais condutores de importantes fluxos de matéria e energia entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Ewel *et al.*, 2001). O carácter dinâmico destas zonas de transição e as características únicas da vegetação ripícola proporcionam importantes "serviços ecológicos", desde a filtragem de nutrientes à protecção contra cheias (Naiman *et al.*, 2005).

A compreensão das particularidades de cada região e da dinâmica da vegetação nas zonas ripícolas é essencial para tornar possível a transferência de informação de apoio à gestão, conservação e restauro (Middleton, 1999; Nilsson e Svedmark, 2002). No entanto, a fundamentação científica da gestão da vegetação ripícola não é um processo simples; as zonas ripícolas estão "entre os mais complexos ecossistemas da biosfera" (Naiman *et al.*, 2000).

Um dos problemas encontrados quando se pretende conservar e gerir as zonas ripícolas é que estas são frequentemente heterogéneas, instáveis e com baixo grau de previsibilidade (Bunn *et al.*, 1999; Goodwin, 1999). Por outro lado, os técnicos conservacionistas têm de lidar com problemas de gestão complexos, devido à fragmentação e à degradação das formações ripícolas. Acresce que, a falta de compreensão sobre a funcionalidade destes sistemas e a negligência tem levado ao insucesso das acções de gestão.

Na Europa, as zonas ripícolas são consideradas como um dos habitats naturais mais perturbados e ameaçados pelo Homem. Mais de 90% das grandes planícies aluvionares foram modificadas por obras de engenharia ou foram cultivadas e são actualmente dadas como "funcionalmente extintas" (Tockner e Stanford, 2002). Alguns tipos de vegetação ripícola foram tão alterados que é difícil imaginar como seria o seu estado natural (Wenger *et al.*, 1990; Angelstam, 1996; Chytry, 1998).

Em muitas regiões da Europa e de outros continentes, existem importantes vestígios reliquiais de vegetação ripícola fora das áreas protegidas oficialmente e estão muito vulneráveis a pressões antropogénicas (Hughes, 2003; Natta *et al.*, 2002). Há uma necessidade premente em preservar as florestas ribeirinhas ainda intactas e em acelerar os esforços pan-Europeus de restauro da vegetação nativa neste continente (Tabacchi *et al.*, 1998).

Este capítulo providencia uma revisão de conceitos fundamentais relativos à flora e vegetação ribeirinha, com ênfase nas formações lenhosas e nos aspectos associados à sua vulnerabilidade nos sistemas fluviais europeus.

Atributos e definições

Um dos aspectos mais polémicos em ecologia ripícola envolve a definição e a delimitação das zonas ripícolas e da vegetação que lhe está associada (Verry *et al.*, 2004). Embora tenha sido realizado um grande progresso nas últimas duas décadas, não existe um critério universalmente aceite para a definição da vegetação ripícola (Baker, 2005; Naiman *et al.*, 2005).

Uma vez que é aceite que as zonas ripícolas fazem parte do ecótono, isto é, da "fronteira ecológica" entre o domínio terrestre e aquático, torna-se particularmente difícil um critério de identificação de tipos ripários e as suas fronteiras. Num sentido restrito, a zona ripícola e o curso de água que lhe está associado não são considerados, por vezes,

como ecossistemas com regulação autónoma e com fronteiras definidas (Lampert e Sommer, 1997). As zonas ripícolas são geralmente concebidas como zonas de transição mistas onde diferentes ambientes se cruzam; no entanto, estas zonas têm características distintas e reconhecíveis e podem ser consideradas como "sistemas abertos" (Gregory *et al.*, 1991). Apesar

destas discrepâncias conceptuais, certas definições e delimitações regionais de tipos de vegetação ripícola são válidos tanto para a inventariação da vegetação como para a gestão, quando os estudos científicos são bem delineados (Harris, 1988; Naiman, 1998; Aguiar e Ferreira, 2005).

Definições em evolução

As definições de "zona ripícola" continuam a suscitar alguma controvérsia e mesmo a palavra "ripícola" só muito recentemente foi utilizada para definir as comunidades florísticas. Ao longo da última metade do século XX, tem sido frequente encontrar referências às florestas ribeirinhas nos vários idiomas Europeus (muitas vezes são designadas por ripícolas, ripícolas, aluviais, galerias, matas ou bosques), mas os conceitos que lhes estão associados variam (Yon e Tendron 1981; Décamps e Décamps, 2002). Actualmente, as zonas ripícolas e as classificações de vegetação são cada vez mais estruturadas numa base multidisciplinária e hierárquica; assim, haverá provavelmente uma persistência das designações regionais e de outras direccionadas para objectivos específicos.

Uma definição operacional abrangente para a delimitação no terreno das zonas ripícolas e da

vegetação que lhe está associada deve basear-se no conhecimento das características regionais dos sistemas fluviais e apoiar-se em objectivos e necessidades específicas.

É importante lembrar que quando se trabalha na gestão da vegetação ripícola, o conceito de zona ripícola deve seguir um modelo conceptual de *continuum* que compreende três importantes etapas sucessivas: definição, delimitação e estimativa de recursos (Verry *et al.*, 2004).

Revêm-se de seguida duas definições de zona ripícola na perspectiva da gestão: uma definição fundamentada na vegetação e uma definição prática de apoio à delimitação das florestas ribeirinhas.

A vegetação das zonas ripícolas

A definição de zona ripícola lótica mais citada foi dada por Naiman e Décamps (1997) e inclui referências às características específicas da vegetação: "a zona ripícola abrange o canal fluvial desde o nível de água mais baixo ao mais elevado na direcção das margens, até à área onde a vegetação pode ser influenciada por tolhas freáticas elevadas ou inundações e pela capacidade dos solos em sustentar a massa de água". Esta definição genérica não inclui, presumivelmente,

a porção aquática – a área geralmente designada por canal activo –, embora inclua a zona de fronteira da massa de água (ver Fig. 1). Esta definição ganhou uma grande aceitação, uma vez que define áreas ribeirinhas onde as características hidrológicas superficiais e hiporrheicas se associam na ligação das massas de água às áreas adjacentes, influenciando a extensão da vegetação higrofítica (NAS 2002, Décamps e Décamps, 2002; Baker 2005).

Florestas ripícolas

É muito importante ter uma definição específica para a distinta e geralmente reconhecível vegetação lenhosa adjacente ao curso de água ou rio (Verry *et al.*, 2004). A floresta ribeirinha tem sido frequentemente utilizada para delimitar a zona ripícola; por exemplo, Hunter (1990) define a zona ripícola como "uma banda de floresta com uma influência significativa no curso de água e que por sua vez é significativamente influenciada por este". Portanto, sugerimos que a para considerar uma floresta como floresta ripícola deverá existir uma predominância de vegetação lenhosa higrófitica, a qual deverá interagir com a água superficial e subterrânea através de uma forte ligação funcional e estrutural com a massa de água lótica.

De modo a obter uma delimitação operacional de floresta ripícola, é importante usar critérios que sejam de avaliação fácil e prática no terreno. As florestas ripícolas são frequentemente compostas por bandas de vegetação lenhosa (dominadas por árvores e por arbustos elevados), que usualmente começam no limite do canal activo do curso de água (Stromberg,

1997). A vegetação lenhosa mais próxima da linha de água forma uma banda linear de vegetação que pode ser definida por uma linha imaginária que designamos por "linha verde" [*woody greenline*] (um conceito adaptado de Winward, 2000). A floresta ripícola estende-se das margens até à zona terrestre onde a topografia e o menor conteúdo em água do solo excluem a dominância da vegetação higrófitica; a fronteira linear onde a verdadeira vegetação terrestre começa define uma linha imaginária - "linha castanha" [*woody brownline*] (Figura 2.1.1). As linhas castanhas são mais fáceis de delinear em zonas semi-áridas ou áreas agricultadas, mas mesmo em zonas florestadas, as alterações no tipo de vegetação são fortemente influenciadas pela humidade do solo e pela microtopografia. Obviamente, estas duas fronteiras conceptuais lineares são frequentemente difusas; mas para uma definição prática e para o objectivo de inventariação podem dar orientações úteis, como a amplamente citada aproximação de Winward (2000) demonstrou (Verry *et al.*, 2004).

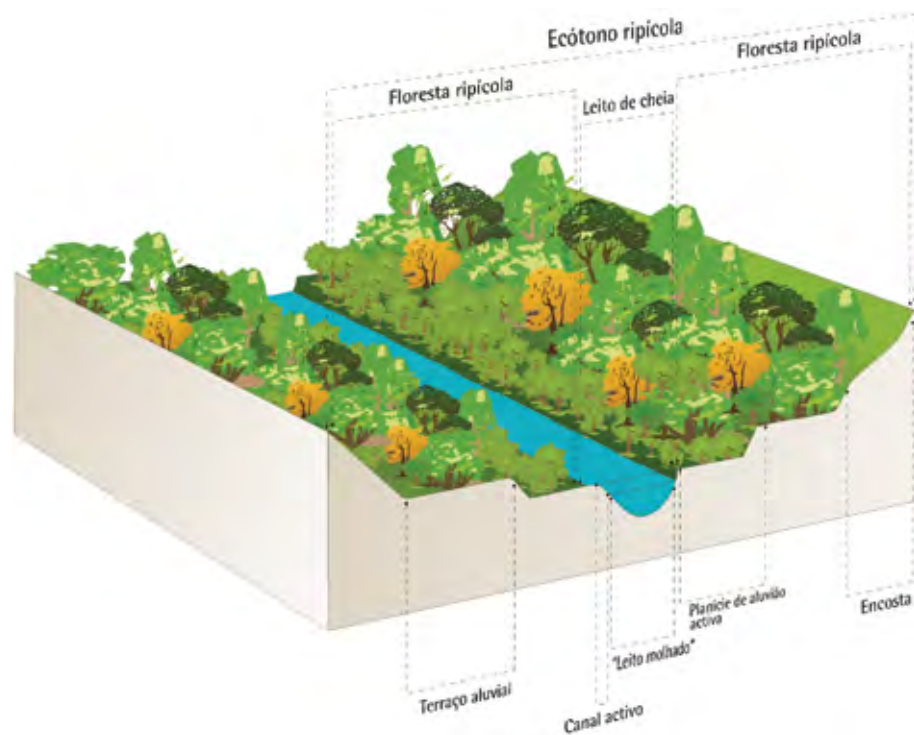


Figura 2.1.1 Esquema do 'ecótono ripícola' e da 'zona de vegetação ripícola'. A 'zona de vegetação ripícola', componente do ecótono, é determinada pela dominância da vegetação lenhosa higrófitica e pela proximidade topográfica à massa de água.

A vegetação

Vegetação ripícola e características florísticas

Como mencionado acima, as plantas ripícolas – especialmente as lenhosas – são frequentemente usadas para identificar e caracterizar as zonas ripícolas, portanto as comunidades florísticas são importantes na investigação, planeamento e gestão destas áreas. A vegetação ripícola usualmente inclui comunidades fisionomicamente e floristicamente muito distintas. Estas associações têm, muitas vezes, a capacidade de mudar rapidamente no espaço e no tempo. Em resultado, as zonas ripícolas são compostas por comunidades particulares que são sensíveis a condições ambientais e a pressões específicas. A vegetação ripícola é usualmente dominada por espécies higrófitas uma vez que o solo está saturado na zona de enraizamento pelo menos durante parte da estação de crescimento. Nas planícies aluvionares, uma grande parte das plantas e das comunidades florísticas estão adaptadas ao stress mecânico devido ao fluxo da água, bem como a uma substancial oscilação dos níveis de água, com frequentes variações; por exemplo, períodos de cheias no inverno, primavera e início do verão, e períodos de secura no verão e outono. Estas plantas conseguem sobreviver a cheias sem ficarem com danos permanentes ou têm capacidade de regenerar rapidamente as partes danificadas (Bohn *et al.*, 2004). Mais importante ainda, é o facto da vegetação ripícola ser consideravelmente distinta da vegetação terrestre adjacente, tanto na função como na estrutura. As florestas ribeirinhas possuem frequentemente uma maior diversidade e riqueza florística que as áreas envolventes (Nilsson *et al.*, 2002; Baker, 2005).

As árvores determinam a estrutura das florestas ribeirinhas. As árvores de folha caduca (por exemplo, *Salix*, *Populus*, *Ulmus*, *Fraxinus*, *Alnus*, *Prunus*, *Quercus robur*) são as mais frequentes; mais raramente, encontram-se coníferas (no norte da Europa e nas montanhas) ou árvores de folha persistente, geralmente como companheiras ou por vezes formando bandas em regiões de inverno ameno, como as de clima Mediterrânico. As comunidades sob o copado ripário apresentam frequentemente grande diversidade. Os hemiptófitos e os geófitos estão regularmente presentes; estes últimos têm um importante papel, sobretudo no início da primavera nas florestas caducifólias de zonas aluvionares com solos ricos em nutrientes. Nas áreas mais húmidas e quentes são características as lianas que, por vezes,

chegam a atingir o topo da canópia (Bohn *et al.*, 2004).

As espécies características de florestas ripícolas incluem as plantas especialistas que exploram as condições de maior humidade e as toalhas freáticas elevadas associadas com as orlas dos rios. Como acima mencionado, estas espécies possuem adaptações particulares à sobrevivência nas zonas ripícolas.

As zonas ribeirinhas têm constrangimentos ambientais que actuam como filtro ecológico para a selecção das espécies com maior capacidade para se estabelecerem e persistir neste tipo de habitats. Por exemplo, apenas algumas espécies de árvores podem sobreviver a longos períodos de alagamento, como o choupo (*Populus* sp.), o salgueiro (*Salix* sp.) e o amieiro (*Alnus* sp.) (Middleton, 1999). Deste modo, cheias prolongadas podem por si só, determinar o tipo de floresta numa determinada banda ao longo do rio. As florestas de carvalho-ulmeiro-freixo (*Quercus-Ulmus-Fraxinus*), de elevada riqueza específica desenvolvem-se em solos elevados, e menos frequentemente inundados que as formações de salgueiro-choupo (*Salix-Populus*) (Ellenberg, 1988).

Evidentemente, a disponibilidade em água e o fluxo de água afectam drasticamente a composição florística nas áreas ripícolas, mas nem todas as plantas lenhosas são dependentes da disponibilidade de água superficial. Por exemplo, algumas espécies ripícolas como os plátanos (*Platanus* sp.) são espécies higrófitas com capacidade de explorar a água subterrânea, e não dependem unicamente da água superficial do curso de água adjacente (Dawson e Ehleringer, 1991). Estas espécies têm uma grande capacidade de resistir a grandes flutuações do fluxo de água superficial (Stromberg, 2001); assim, espécies como o plátano oriental (*Platanus orientalis*) estão disseminadas na maior parte do gradiente longitudinal de muitos rios do sul da Balcãs (ver Figura 2.1.2).

As plantas ripícolas podem ser classificadas em quatro grandes grupos de acordo com a sua estratégia ecológica nas zonas ripícolas (Naiman e Décamps, 1997):

- a) **Invasoras** – produzem grande número de propágulos com dispersão anemocórica e hidrocórica para colonizar os habitats aluvionares;
- b) **Tolerantes** – regeneram após quebra ou enterramento de partes de ramos ou raízes causada por cheias ou após serem roídas por animais;
- c) **Resistentes** – toleram a inundação por longos períodos durante a estação de crescimento;
- d) **Evasoras** – falta de adaptação a tipos de perturbação específicos (i.e. indivíduos que germinam em habitats desfavoráveis não sobrevivem).

Muitas espécies especialistas higrófitas podem tolerar as condições de alagamento usuais nos solos húmidos das zonas ripícolas. Com base na probabilidade de sobrevivência de uma dada espécie em zonas húmidas, têm sido desenvolvidos valores indicadores de plantas de zonas húmidas (Mitsch e Gosselink, 1993). Por exemplo, o sistema Norte-americano (US FWS, 1996) classifica as plantas ripícolas em cinco categorias ao longo do gradiente de humidade montante-jusante, a saber: Obrigatórias de zonas húmidas [*Obligate wetland*], Facultativas de zonas húmidas [*Facultative wetland*], Facultativas [*Facultative*], Facultativas de altitude [*Facultative Upland*] e Plantas de altitude [*Upland*] (para mais detalhes consulte Baker, 2005).

Zonas de transição de elevada riqueza

Dependendo da região geográfica, as formações ripícolas são frequentemente muito mais ricas que as dos habitats terrestres envolventes ou dos habitats aquáticos e, usualmente, albergam espécies próprias das áreas semi-terrestres ribeirinhas (Nilsson e Svedmark, 2002; Naiman *et al.*, 2005; Sabo *et al.*, 2005). Esta elevada riqueza é explicada sobretudo pelo seguinte:

- 1) Cheias, regime de caudais superficial e subterrâneo; criam sobretudo uma notável heterogeneidade espacial e temporal da vegetação ripícola.
- 2) Variabilidade lateral nas áreas envolventes; variações micro-topográficas e geomorfológicas, dos solos e dos níveis das toalhas freáticas; é usualmente o resultado dos movimentos laterais do canal formando um mosaico e uma micro-zonação dos padrões de vegetação com distintas histórias de perturbação e diferentes progressões e regressões de sucessão.
- 3) Variabilidade longitudinal; os gradientes ambientais variam ao longo do percurso nascente-foz; com efeito, dependem da altitude, relevo, tamanho e dinâmica do curso de água e da zona ripícola.
- 4) Clima e microclima; também variam com a altitude e relevo e são influenciados pela topografia (e.g. desde às gargantas até às planícies aluvionares).
- 5) Características das zonas de cabeceira, que geralmente causam perturbações geomorfológicas nas zonas ripícolas, como aluimentos, torrentes

de lama e avalanches, que por sua vez criam heterogeneidade e um rearranjo das etapas de sucessão (Naiman, 1998).

- 6) Corredores de migração; as plantas usam as áreas ripícolas como corredores de migração. Como os rios atravessam frequentemente vários biomas, transportam espécies ao longo dos seus corredores; por exemplo, é frequente a ocorrência de espécies alpinas nos corredores fluviais em zonas de bastante menor altitude do que o seu habitat natural. Consequentemente, os corredores ripários são pontos de junção de diversidade florística regional (Nilsson e Svedmark, 2002).

A riqueza florística varia ao longo dos rios, geralmente segundo padrões longitudinais, ou seja, desde as cabeceiras até ao estuário. Ward e colaboradores (2001) propuseram uma generalização destes padrões identificando três tipos gerais de unidades fluviais e respectivos padrões de riqueza florística. Esta generalização inclui: a) unidade fluvial estrangulada, que apresenta um aumento de biodiversidade ao longo do gradiente montante-jusante; b) unidade fluvial de canais múltiplos com uma riqueza florística relativamente baixa; e, c) uma unidade fluvial meandrizada com elevada diversidade. Na maior parte dos rios temperados com formações ripícolas mais intactas, a riqueza florística é geralmente maior nos troços médios, embora em certos habitats possa ser mais pobre (i.e. canais múltiplos) ou muito mais rica (i.e. leitos de cheia de planícies aluvionares) (Décamp e Tabacchi, 1994; Nilsson e Svedmark 2002).

Generalizações conceptuais relativas a classificações de florestas ripícolas

Com o crescente interesse na gestão da vegetação ripícola surgiu a necessidade de métodos de inventariação e de sistemas de classificação mais específicos (Leonard *et al.*, 1992; Goodwin, 1999; Ferreira *et al.*, 2001; Pettit *et al.*, 2001). A classificação é essencial para o desenvolvimento da investigação no sentido do estabelecimento de relações empíricas e subsequente conhecimento teórico dos padrões e processos fundamentais (Tabacchi *et al.*, 1998; Ward *et al.*, 2001). A classificação é também fundamental para a descrição de condições de referência tipológicas, um processo que é especialmente importante na avaliação da qualidade ecológica, e para a criação de objectivos de restauro (Aronson *et al.* 1995; Ferreira *et al.* 2002).

Inicialmente, a maioria das classificações de florestas ripícolas baseadas na vegetação eram simples, descritivas e consistiam usualmente em unidades fitossociológicas (Van de Winkel, 1964; Gradstein e Smittenberg, 1977). Neste âmbito, muita atenção tem sido devotada à singularidade das formações reliquiaes e as descrições históricas têm ajudado a definir a individualidade dos vários tipos de vegetação ripícola (Carbiener, 1970). Os padrões de vegetação ripícola têm sido descritos em relação a gradientes longitudinais e laterais, associados principalmente à disponibilidade em água (Chessel, 1979; Dister, 1988). Os métodos de classificação mais avançados reconhecem que, tanto os processos hidrológicos como os geomorfológicos contribuem para a formação de distintos padrões de vegetação (Montgomery, 1999) e têm sido efectuados

esforços no sentido de os incorporar em esquemas classificativos (Hupp e Osterkamp, 1985; van Coller *et al.* 1997; Aguiar *et al.* 2005).

Vários sistemas de classificação baseados em padrões de vegetação ripícola usam o tipo de comunidade florística como unidade de classificação fundamental (Ellenberg, 1988; Naiman, 1998). O tipo de comunidade florística é definido tanto pela composição florística existente (vegetação actual) como pela vegetação potencial (Swanson *et al.* 1988; Chytry, 1998). A estratificação por tipos florísticos é baseada sobretudo nas espécies lenhosas que estruturam as formações ripícolas ou numa combinação destas e da vegetação sob o copado, embora a vegetação que compõe a canópia seja um melhor elemento integrador de padrões a longo prazo numa escala da bacia (Forman, 1995; Harris, 1999). Um esquema de classificação efectivo para as áreas naturais ripícolas combina os tipos de comunidades vegetais e as características geomorfológicas de modo a delinear diferentes tipos de vegetação ripícola associados aos vários tipos de vales (Harris, 1988).

Neste âmbito, refira-se um método de classificação do mapeamento de "complexos de vegetação", um método regional que considera comunidades florísticas que se estabelecem em zonas relativamente homogéneas do território (Schwabe, 1989; Corbacho *et al.*, 2003). Tal como noutros sistemas de classificação bióticos, os esquemas mais válidos dão ênfase às relações biota-factores ambientais relevantes.

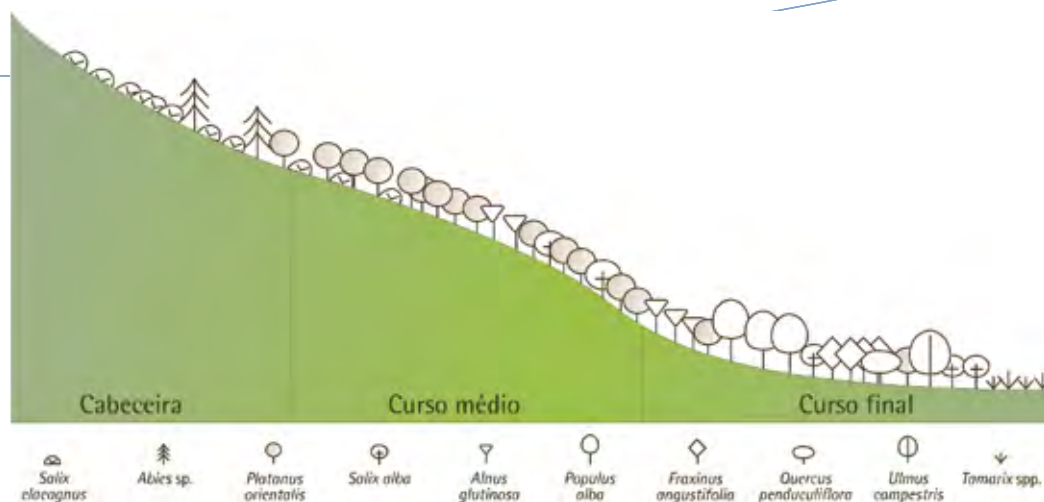


Figura 2.1.2 Esquema genérico das alterações naturais longitudinais das principais espécies arbóreas higrófitas ao longo dos rios Acheloos e Alfios, na Grécia ocidental. Os cursos médios e perto da foz albergam o maior número de espécies lenhosas higrófitas, uma vez que os habitats nas planícies são muito mais extensos e as nascentes cársicas produzem grandes caudais permanentes e zonas de lameiros ricas em nutrientes. Repare-se na dominância e na vasta distribuição de uma espécie arbórea higrófita, o plátano oriental (*Platanus orientalis*).

Generalizações acerca de tipos de fluxo de em áreas ripícolas

Vários exemplos de estudos elementares de classificação de tipos de cursos de água e das respectivas zonas ripícolas têm sido baseados em tipologias dos fluxos de água superficial dos cursos de água (Uys e O'Keeffe, 1997; Hansen, 2001; Ward *et al.*, 2001). A vegetação ripícola é geralmente importante para reconhecer três tipos de cursos de água muito distintos quanto à hidrografia: os cursos **permanentes**, os **intermitentes** e os **efêmeros** (Figura 2.1.3), que têm sido objecto de mapeamento e inventariação em relação aos tipos de ecossistemas fluviais (Leopold, 1994; Gordon *et al.*, 2004). Os cursos de água permanentes têm um fluxo de água superficial visível ao longo de todo o ano. Os cursos intermitentes são mais variáveis e tipicamente não têm água nos meses mais secos. A água surge no leito apenas na estação húmida ou por períodos alargados após a ocorrência de precipitação. Este facto ocorre quando a toalha freática está suficientemente próximo da superfície para ascender após ter sido recarregada pela precipitação. Assim, os cursos intermitentes possuem uma importante ligação à água subterrânea, o que geralmente não acontece nos cursos de água efêmeros. Deste modo, os cursos efêmeros e intermitentes têm distintas características hidrológicas e vegetacionais, o que ajuda à sua diferenciação.

Na maior parte dos casos, apenas os cursos permanentes e os intermitentes podem suportar comunidades de vegetação ripícola estruturalmente funcionais.

Embora exista escoamento nos cursos efêmeros (e.g. após trovoadas), a toalha freática não está, na maior parte dos casos, suficientemente próxima da superfície para permitir que a vegetação higrófitica aceda à água subterrânea nas elevadas quantidades de água que necessita para o seu crescimento. A vegetação que cresce nos cursos efêmeros pode ter uma estrutura mais densa, ou apresentar um crescimento mais vigoroso, mas geralmente, não há diferenças acentuadas de composição quando comparada com a vegetação envolvente. No entanto, há excepções, como ficou demonstrado em muitos estudos (Radabaugh *et al.* 2004), o que leva à conclusão de que a distinção entre cursos efêmeros e intermitentes se deve basear em primeiro lugar no regime hidrológico e depois em critérios relacionados com a vegetação. Em climas sazonais semi-áridos, a duração do escoamento superficial da água nos cursos de água é um indicador da severidade das condições ambientais (Giller e Malmqvist, 1998), portanto, esta distinção é importante e desempenha um papel fundamental no conhecimento da composição da vegetação natural das zonas ripícolas.

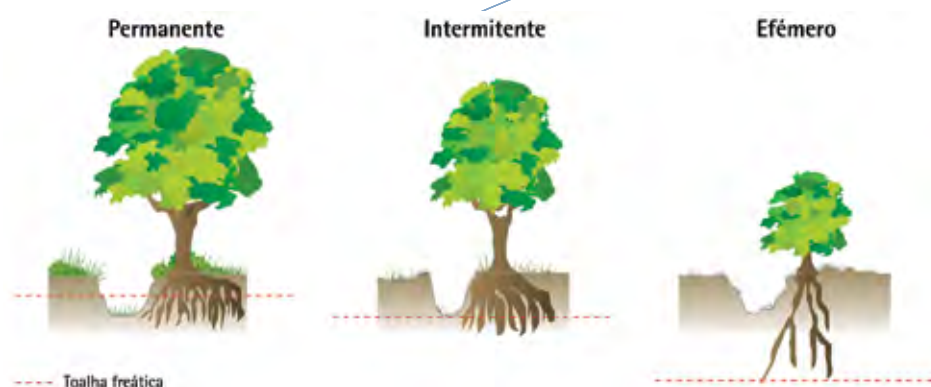


Figura 2.1.3 Esquema geral dos cursos de água permanentes, intermitentes e efêmeros e respectiva flora ripícola lenhosa. Modificado de Baker (2005).

Successão perpétua

Muitos investigadores dedicaram-se a agrupar comunidades de plantas ripícolas e a relacioná-las com os factores ambientais (Haslam 1987; Szaro, 1990; Aguiar *et al.* 2000). Frequentemente, muitos destes estudos têm sido perturbados pela existência de alterações espaço-temporais nestas comunidades, associadas a uma multiplicidade de padrões de sucessão (Barker *et al.*, 2002). As alterações naturais em zonas ripícolas criam condições que têm sido designadas por "sucessões perpétuas" (Campbell e Green 1968). Há muitas perspectivas relativas ao papel e importância dos padrões de sucessão nos sistemas ripários e os investigadores continuam a procurar conhecer a importância dos processos ao nível do ecossistema versus processos populacionais (Mitsch e Gosselink, 1993; Middleton, 1999). Como acima mencionado, este dinamismo é largamente responsável pela notável heterogeneidade ambiental das zonas ripícolas. Geralmente, a vegetação das

zonas ripícolas inclui uma multiplicidade de estados de sucessão. Quando ocorre a influência conjunta das actividades humanas e das perturbações naturais, podem surgir uma multiplicidade de padrões de vegetação ripícola ou, em nítida oposição, conduzir a comunidades vegetacionais depauperadas, simplificadas ou de baixa riqueza florística (Décamps *et al.*, 1988). As características da vegetação ripícola também variam com a extensão dos sistemas fluviais: zonas ripícolas pequenas em rios intermitentes são geralmente diversificadas que as de rios com áreas de bacia maiores. Tipicamente, as zonas ripícolas incluem também vários tipos de habitats húmidos, que podem ser designados por leitos de cheia, lameiros ou mesmo por zonas húmidas, que criam uma variedade de ambientes aquáticos e semi-aquáticos como pântanos, caniçais alagados e bosques pantanosos (Mitsch e Gosselink, 1993).

Será a vegetação ripícola sinónimo de vegetação de zonas húmidas?

Num passado recente, as zonas ripícolas eram consideradas tipos de habitats húmidos (Mitsch e Gosselink, 1993, Swanson *et al.*, 1988; Cowardin *et al.*, 1979; Johnson, 1978). Recentemente, na maior parte dos inventários e revisões, as zonas ripícolas são consideradas distintas das zonas húmidas, embora as diferenças não sejam de fácil exposição (Innis *et al.*, 2000; Décamps e Décamps, 2002, NRC, 2002, Baker 2005). Há muito tempo que se reconhece que é difícil estabelecer fronteiras precisas entre zona húmida e zona ripícola, uma vez que há elevada sobreposição,

e os ecótonos são na realidade entidades super-complexas com limites difusos (Minshall *et al.* 1983; Verry *et al.*, 2004). Certos tipos de classificações focadas nas zonas húmidas em particular continuarão obviamente a incluir os habitats das zonas ripícolas (Middleton, 1999). Mas, apesar das zonas húmidas e das zonas ripícolas terem uma forte associação ao regime hidrológico e ambas ocuparem uma tênue linha de fronteira entre os domínios aquático e terrestre, há várias diferenças entre elas (Figura 2.1.4).

As zonas ripícolas suportam frequentemente comunidades de vegetação semi-terrestre e diferem da maior parte das zonas húmidas pelas suas características espaciais, tipo de perturbação, regime hidrológico, e organização e na estrutura das comunidades florísticas (Innis *et al.* 2000). Os habitats de zonas húmidas (e.g. charcos, lagoachos, paúis) são dominados por vegetação aquática e semi-terrestre. As zonas húmidas mais típicas estão geralmente inundadas por períodos prolongados. Apesar das características lineares da vegetação ripícola, há uma variação nos padrões espaciais, em resposta ao gradiente longitudinal (i.e. diferenças montante-jusante). As comunidades de vegetação nas zonas húmidas estão geralmente mais isoladas no espaço, muito raramente são lineares; geralmente apresentam formas circulares ou oblongas e uma

maior complexidade espacial que as zonas ripícolas. (Innis *et al.*, 2000). No entanto, e apesar das diferenças e similaridades, as zonas húmidas e as zonas ripícolas têm sido tratadas de modo muito distinto em termos de decisões políticas de gestão e conservação (NRC, 2002). Em muitos casos, as zonas húmidas têm sido objecto de um maior interesse a nível de gestão que as zonas ripícolas, uma vez que são sistemas mais "aquáticos" ou mais "fluviais" ou estão directamente associadas com políticas de conservação e/ou a áreas lólicas protegidas (Silk e Ciruna, 2005). Dado que as zonas húmidas e as zonas ripícolas são entidades interrelacionadas, é importante usar o nosso conhecimento destes sistemas de transição para encontrar as melhores opções de conservação, uma vez que ambas funcionam como "habitats-chave" na paisagem (DeMaynadier e Hunter, 1997).

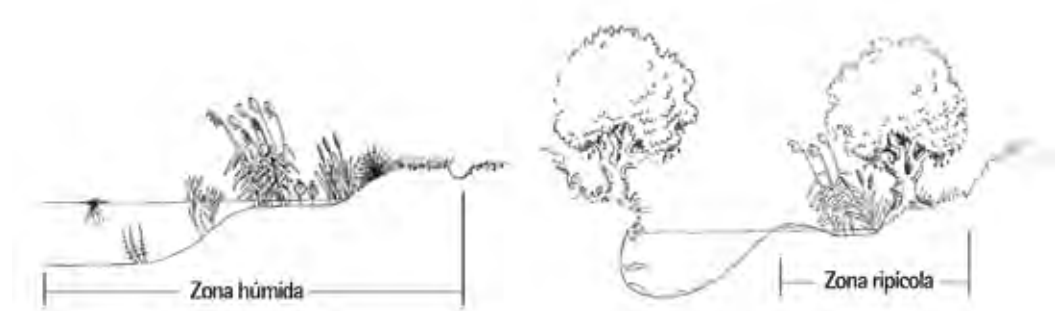


Figura 2.1.4 Perspectiva conceptual simplificada das diferenças entre uma zona húmida e uma zona ripícola típica, mostrando a relação próxima entre estas duas zonas de transição. Os habitats semi-aquáticos ocorrem geralmente dentro da zona ripária (adaptado de Zogaris *et al.*, 2007).

Factores ambientais que afectam a vegetação ripícola

A vegetação das zonas ripícolas tem relações complexas com múltiplos parâmetros abióticos em várias escalas espaciais: região, bacia, segmento fluvial, troço fluvial, local (Bunn *et al.*, 1999). Como referido anteriormente, as generalizações sobre a distribuição e extensão das áreas ripícolas numa região ou numa unidade de paisagem não são simples, devido a uma heterogeneidade inerente de formas que a vegetação ripícola pode tomar.

Compreender as relações fundamentais entre biota-ambiente, a construção de modelos conceptuais ou usar parâmetros ambientais equivalentes (como os padrões de escoamento superficial) pode ajudar a realizar generalizações úteis para a gestão. Pode assumir-se que existem pelo menos quatro factores ambientais que influenciam a maior parte das

características da vegetação das zonas ripícolas (Nilsson e Svedmark, 2002), nomeadamente o clima, a hidrologia, a geomorfologia e a biogeografia (Figura 2.1.5). Estes quatro factores são interdependentes, e com frequência sofrem influências recíprocas com o resultante feedback no sistema fluvial. Estes factores determinantes e os seus mecanismos específicos ajudam a produzir três atributos gerais observados nas zonas ripícolas:

- Sucessão perpétua – a complexa regeneração da vegetação e os processos degenerativos observados nos vales dos rios (Sakio 1997; Middleton, 1999).
- Efeitos das conexões fluviais – as três dimensões: longitudinal, lateral e vertical (Scott *et al.*, 1996; Ward *et al.*, 2001).

c) Efeito da elevada riqueza em espécies no écotono, criada pela heterogeneidade biofísica e pela interface dos sistemas aquáticos e terrestres (Robinson *et al.*, 2002; Naimán *et al.*, 2005).

Apresenta-se de seguida, uma revisão dos factores ambientais mais importantes, com uma breve explicação dos mecanismos envolvidos na estrutura e distribuição das comunidades ripícolas.

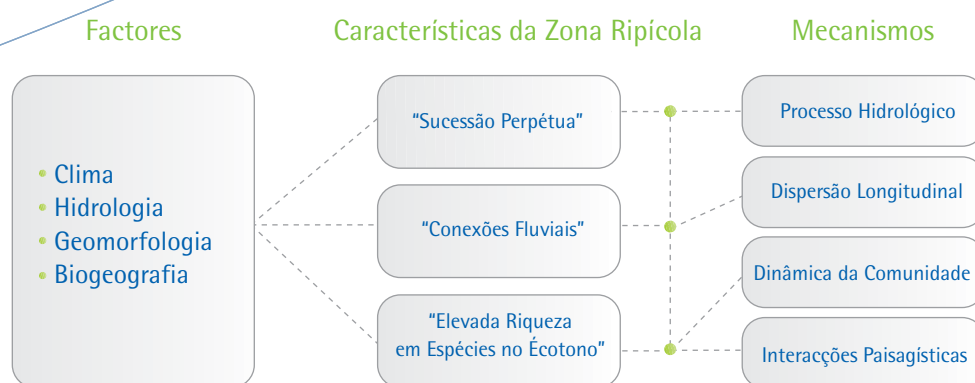


Figura 2.1.5 Modelo conceptual simplificado, mostrando três características básicas das zonas ripícolas, que são influenciadas pelos factores biogeográficos, hidrológicos, geomorfológicos e climáticos, e como estão relacionados com mecanismos particulares que os afectam em diversas escalas. Modificado de Nilsson e Svedmark (2002).

Clima

O clima determina os ciclos hidrológicos locais e é um factor crucial de grande escala na estrutura da vegetação. Como fonte de água e energia, o clima pode influenciar muitos processos determinantes da vegetação ripícola à escala da bacia hidrográfica (Giller e Malmqvist, 1998). Um componente-chave do ciclo hidrológico é o escoamento, que influencia directamente o comportamento específico dos vários tipos de rios. Os efeitos climáticos, como os que ocorrem nas áreas de deficiência em chuva das encostas de montanhas viradas a sotavento criam localmente condições semi-áridas de carácter sazonal em muitas bacias do Sul da Europa e em alguns casos extremos, estas condições áridas criam sistemas

fluviais temporários distintos (i.e. as ramblas em Espanha) (Salinas *et al.*, 2000). Estes rios temporários não devem ser confundidos com os rios alpinos torrenciais, embora o comportamento torrencial possa ser comum em cursos de água efêmeros e intermitentes. Noutros casos, as condições climáticas podem criar sistemas fluviais notavelmente estáveis, simples e mais previsíveis que os rios semi-áridos ou de tipo Mediterrânico, que têm regime hidrológico torrencial (Décamps e Décamps, 2002). Nos rios permanentes, podemos esperar uma zona ripícola mais extensa e com um maior desenvolvimento, e o oposto nos rios intermitentes.

Hidrologia

O regime hidrológico é considerado a grande força estruturadora dos sistemas fluviais e tem uma grande influência na vegetação ripícola (Poff *et al.*, 1997). O escoamento da água cria e transforma morfológicamente os habitats fluviais; e em última análise, devido à sua variabilidade espacial e temporal, influencia o tamanho, a forma, a estrutura e a extensão da vegetação ripícola. As características de escoamento que afectam a zona ripícola são as

seguintes: magnitude, frequência, taxa de alteração, duração, tempo e permanência (Nilsson e Svedmark, 2002).

Os regimes hidrológicos de perturbação natural, como as cheias, são particularmente importantes para a vegetação fluvial. Este facto foi recentemente usado como um critério importante na definição dos limites das zonas ripícolas, através do uso operacional

da "área preferencial de cheia" (Verry *et al.*, 2004). Cheias de diferente magnitude e frequência afectam os diversos componentes ripários e fluviais. A hierarquia espaço-temporal tem sido útil na interpretação da estabilidade relativa das formações ripícolas quando influenciadas pelas cheias (Hughes, 1997). As cheias de grande magnitude influenciam as características geomorfológicas, como os novos canais e zonas húmidas ripícolas; cheias de pequena magnitude afectam espécies de plantas ao nível do indivíduo (Figura 2.1.6). Assim, a hidrologia, especialmente o regime de escoamento superficial, é conhecida por transformar a sucessão evolutiva e os processos ecológicos que afectam as comunidades de plantas ripícolas (Nilsson e Svedmark, 2002).

A disponibilidade em água é um factor crucial para as plantas higrofitas, ou seja, para as plantas que estão adaptadas a conteúdos de humidade do solo elevados ou relativamente elevados. Geralmente demonstra uma notável variabilidade temporal e espacial. A nível temporal, a disponibilidade em água, pode variar desde uma completa capacidade durante os níveis máximos de cheia até à dessecação durante condições de ausência total em água. A disponibilidade em água está associada ao escoamento, à altura da água e à permanência do escoamento, e com as condições locais dominantes geológicas e do solo. Embora a acção da água superficial se destaque durante as cheias, as zonas ripícolas utilizam os recursos das bacias hidrográficas através de conexões à água subterrânea.



Figura 2.1.6 Gráfico simplificado mostrando a relação geral entre a magnitude das cheias e as variáveis ripícolas afectadas. Modificado de Nilsson e Svedmark (2002).

Geomorfologia

A geomorfologia fluvial está entre os factores com maior influência nos padrões de distribuição da vegetação lenhosa ripícola. De facto, há uma relação interdependente entre as formas fluviais, os processos geomorfológicos e a vegetação ripícola. (Hickin, 1984; Hupp e Osterkamp, 1996; Gordon *et al.*, 2004). A vegetação também tem uma enorme influência na geomorfologia dos sistemas fluviais. A vegetação lenhosa pode ter uma grande influência nas taxas de erosão e deposição e estar intimamente relacionada com a estabilidade global das formas

e estruturas fluviais (Naiman, *et al.* 2005). Um dos aspectos mais importantes da contribuição da vegetação ripícola para a estabilidade e alteração no canal respeita ao fornecimento de detritos lenhosos de grande dimensão (Gurnell e Gregory, 1995); estes materiais lenhosos ajudam a criar estruturas fluviais uma vez que estão na origem de grande parte das acumulações de sedimentos. As etapas de sucessão da vegetação ripícola são geralmente um bom indicador de formas fluviais específicas, e consequentemente, das condições hidrogeomorfológicas gerais.

Biogeografia

Finalmente, a biogeografia é um importante “factor histórico” com influência na composição e estrutura da vegetação ripícola. A influência das alterações históricas nas barreiras geográficas e biológicas à dispersão causadas por eventos geológicos (e.g. glaciações) determina a disponibilidade em espécies para uma dada área ripícola. Os efeitos distintos das alterações climáticas na biota têm geralmente um grande impacto na diversidade de espécies das zonas ripícolas (Nilsson e Svedmark, 2002). Além disso, as características das florestas ripícolas (como a resiliência às perturbações e o mosaísmo) são altamente dependentes das características históricas

das espécies presentes (Aguar e Ferreira, 2005). A contribuição das teorias biogeográficas (como a biogeografia insular) não têm sido adequadamente testadas nos sistemas ripários, mas uma vez que os sistemas ripários estão artificialmente fragmentados, podem actuar como “ilhas” e podem divergir dependendo do seu tamanho e do seu isolamento relativo das outras florestas na vizinhança. (Holl e Crone, 2004). Uma vez que está provado que a dinâmica das comunidades de vegetação actua em várias escalas, é importante considerar a escala regional dos efeitos biogeográficos na vegetação ripícola (Richardson *et al.*, 2007).

Perturbações humanas que afectam a vegetação ripícola

A vegetação ripícola é também um importante indicador do estado de conservação dos corredores fluviais. A vegetação ripícola, como componente da comunidade biótica, funciona como um integrador de condições ecológicas e das pressões antropogénicas expressas a diferentes escalas espaciais e temporais,

e podem, deste modo, servir de suporte à avaliação ambiental (Ferreira *et al.* 2002; Munné *et al.* 2003). Por esta razão devem ser feitos esforços no sentido de alcançar uma compreensão prática das respostas da vegetação a tipos de perturbação antropogénicos específicos e combinados.

Alterações hidrológicas e geomorfológicas

Muitas das alterações humanas nos habitats fluviais, sobretudo a nível hidrológico e geomorfológico, podem afectar a vegetação ribeirinha. Com a proliferação de barragens, canais e obras de engenharia hidráulica, os efeitos da perda de conectividade do rio tornaram-se um problema grave para as zonas ripícolas. Além de inundar grandes áreas de vegetação ripícola natural, as barragens também interrompem a conexão longitudinal montante-jusante, reduzindo ou alterando severamente a dispersão natural (Pringle, 1998; Nilsson e Svedmark, 2002). A manipulação dos regimes hidrológicos através de obras de irrigação e canalização também contribuem para a desconexão dos rios e dos respectivos leitos de cheia (Thomas, 1996). Em resultado, ocorre uma fragmentação artificial das comunidades florísticas, onde antes existia um extenso continuum linear com uma dinâmica lateral e longitudinal. Na ausência de alteração regular provocada pelos ciclos de cheia e seca, as comunidades de vegetação aluvionares podem desaparecer (Rood e Mahoney, 1990) ou desenvolver outros tipos de comunidades sem associação aos

curtos de água; por exemplo, as florestas aluvionares de carvalhos-freixos ou carvalhos-ulmeiros podem transformar-se em florestas de carvalhos-choupo branco (Hugin, 1980 [1984]).

A fragmentação e o isolamento das zonas ripícolas dos respectivos canais fluviais (como nas planícies sujeitas a represamentos) ou a interrupção da continuidade longitudinal (como no caso das barragens) são problemas complexos e é frequentemente difícil prever os efeitos desta degradação nas comunidades de vegetação ripícola. Quando as comunidades ripícolas estão desconectadas dos cursos de água, não recebem nem libertam propágulos na mesma quantidade que nas condições naturais (Nilsson e Svedmark, 2002). As zonas ripícolas ficam mais isoladas da área envolvente e geralmente a diversidade global diminui (Nilsson e Berggren, 2000; Aguar e Ferreira, 2005). Ambos os efeitos cumulativos e sinérgicos causados por uma progressiva dissecação e fragmentação podem reduzir a diversidade específica e estrutural. A fragmentação das florestas pode estar

associada à simplificação estrutural, que pode ter graves consequências para a biodiversidade local e regional. A fragmentação de certos habitats florestais e a redução das propriedades estruturais intrínsecas

(e.g. decréscimo de madeira morta, árvores velhas, troncos e raízes submersas, perda de certas espécies de árvores) são problemas importantes que também afectam a integridade ecológica ripícola.

Floresta, agricultura e pastoreio

A produção florestal e a agricultura têm alterado extensivamente as zonas ripícolas dos leitos de cheia no Hemisfério Norte (Anglestam 1996; NAS 2002). A agricultura e em muitos casos a produção florestal são também responsáveis pela poluição química, erosão excessiva e sedimentação de zonas ripícolas. A florestação também tem sido responsável pela degradação das florestas ripícolas através de alterações drásticas na composição arbórea (sobretudo nas plantações arbóreas nos vales de cheia). O pastoreio, sobretudo em certas áreas da

Bacia Mediterrânica tem um efeito desproporcionado nas áreas ripárias, porque o gado tende a concentrar-se na vegetação ripícola, que lhe proporciona sombra, água e alimento em abundância (Kauffman e Krueger 1984). Inversamente, a ausência total ou baixa pressão de pastoreio por gado ungulado pode criar problemas de conservação dos habitats, uma vez que a rápida regeneração arbórea causa uma perda de muitos dos habitats abertos, como os arrelvados húmidos, e causar uma generalizada perda de riqueza florística nas áreas ripícolas (Benstead *et al.*, 1999).

A indústria, urbanização e os impactes para a recreação e lazer

A extracção mineira, a regularização dos rios para possibilitar o transporte, e o desenvolvimento urbano têm grande impacto nas zonas ripícolas. À medida que a vegetação é substituída por superfícies impermeabilizadas (estradas, edifícios de habitação, fábricas, parques de estacionamento), a infiltração, as reposições aquíferas e a hidrologia natural é

completamente alterada. Finalmente, o impacto na recreação e lazer são problemas locais, uma vez que as construções são pouco cuidadas e mal concebidas e a perturbação humana pode seriamente degradar os valores estéticos e diminuir a biodiversidade local de importantes áreas de vegetação ripícola.

Espécies exóticas

As zonas ripícolas têm sido frequentemente perturbadas por um tipo de "poluição biológica" derivado do estabelecimento de espécies exóticas (i.e. espécies que não são nativas). Os ecossistemas fluviais são muito atractivos para a invasão por plantas exóticas, sobretudo devido à sua dinâmica hidrológica e fisiográfica; os rios actuam como corredores de dispersão de propágulos; e quando são perturbados por pressões antropogénicas, tornam-se mais susceptíveis à entrada e estabelecimento de espécies invasoras (Naiman, 1998; Nilsson e Berggren, 2000; Aguiar *et al.*, 2001). As seguintes definições relativas a espécies exóticas e seus impactes baseiam-se em Richardson e colaboradores (2007). As "plantas exóticas" [alien plants] incluem todas as plantas que não são nativas ou indígenas e estão num determinado local por terem sido "introduzidas", o que significa que uma dada planta foi transportada por humanos através de uma barreira biogeográfica.

A "naturalização" ocorre quando uma espécie exótica se estabelece e forma populações estáveis, quando as barreiras bióticas e abióticas à sobrevivência são ultrapassadas, conjuntamente com as barreiras reprodutivas. A "invasão" assume que as plantas se reproduzem em áreas distantes do local de introdução. As plantas invasoras que alteram as características, as condições, a morfologia ou a natureza dos habitats naturais em áreas extensas podem ser designadas de "transformadoras" (Richardson *et al.*, 2000). Geralmente, apenas uma pequena percentagem de espécies exóticas são transformadoras – no Sudeste da Europa, a cana (*Arundo donax*) e a robínia ou acácia bastarda (*Robinia pseudoacacia*) são espécies transformadoras típicas. Finalmente, um outro problema importante associado com a introdução de espécies exóticas é a introdução de organismos patogénicos (como os fungos) que podem causar grandes prejuízos às populações de espécies nativas (e.g. Tsopelas, 2004).

Conclusões e implicações para a conservação

Os écotonos ripários, e sobretudo as florestas que lhes estão associadas estabelecem-se entre os habitats da Europa com a mais longa história de perturbação humana (Wenger *et al.*, 1990). Os vales de cheia são afectados pelas sociedades humanas desde o período Neolítico; as planícies aluvionares têm sido limpas, queimadas e convertidas em pastagens ou em extensas terras aráveis há muitos séculos. Este tipo de fragmentação e de alteração de grande escala das zonas ripícolas levou a grandes transformações que afectaram os corredores fluviais como um todo (Brown *et al.*, 1997; Nilsson e Berggren, 2000). Apesar deste longo historial de alteração antropogénica, estas formações são notavelmente resilientes (Angelstam 1996, Naiman *et al.*, 2005). A combinação das perturbações naturais e humanas implica frequentemente uma heterogeneidade nas florestas ripícolas reliquiais. Nas paisagens agrícolas é geralmente difícil definir ou decidir qual o melhor meio de gestão e/ou restauro para a conservação das zonas ripícolas (Grove and Rackham 2001). As características heterogéneas destas zonas, as suas complexas associações e as várias decisões de gestão podem criar alguma controvérsia e complicar a formulação de generalizações robustas acerca das condições ripícolas para promover a acções de conservação (Décamps e Décamps, 2002; Keith e Gorrod 2006).

Em geral, os vales naturais e as florestas ripícolas estão entre os ecossistemas naturais da Europa mais ameaçados (Angelstam, 1996; Prieditis, 1999; Tockner e Stanford, 2002). Nas últimas décadas tem sido dada especial atenção à preservação de locais excepcionais e a esforços de restauro (Géhu, 1980 [1984]; Hügin e Henrichfreise, 1992; Henrichfreise, 1996, 2001; SNW, 2000).

A delimitação de "zonas-tampão" ou "bandas-tampão" é uma medida política relevante que tem sido largamente aplicada, embora seja difícil estabelecer regras para largura ideal das bandas de vegetação, devido à heterogeneidade das formações ripícolas naturais (Broadmeadow e Nisbet, 2004; Rodewald e Bakermans, 2006). Em muitos casos,

continua a existir potencial para a re-naturalização e regeneração de zonas ripícolas degradadas a partir da protecção e restauro dos regimes hidrológicos naturais (e.g. pelo desmantelamento de gabiões e de barragens). De um modo geral, se as florestas ripícolas se desenvolverem livremente, isto é, sem perturbação, podem alcançar a sua aparência natural em 60-80 anos, ou seja, muito mais rapidamente do que os 200 ou mais anos que uma floresta de solos não-húmidos demora para desenvolver uma aparência semelhante (Szczepanski, 1990; Angelstam, 1996).

Devido à necessidade de restaurar tanto a hidrologia como a geomorfologia para obtenção de um restauro integral do sistema, são frequentemente necessárias aproximações inovadoras e pragmáticas em projectos de restauro ecológico.

Infelizmente, muitos dos "bem-intencionados" trabalhos de restauro têm sido promovidos "como pouco conhecimento da sua estrutura e funcionamento natural" (Ward *et al.*, 2001), o que pode conduzir a falhas no restauro ou na gestão destes sistemas (Wissmar e Berschta, 1998).

Muitos projectos de restauro falharam ou deram um parco contributo para a conservação, especialmente no sentido do custo-benefício, o que se deve geralmente a uma falta de conhecimento das condições naturais (i.e. condições de referência) e do seu funcionamento natural.

É muito importante que os técnicos de conservação e responsáveis pela gestão tenham uma compreensão holística das especificidades da história natural de cada região, bem como da ecologia fundamental das formações ripárias, de modo a permitir a interpretação das perturbações naturais e antropogénicas e dos processos a várias escalas (i.e. local, segmento fluvial, bacia de drenagem e região) (Robinson, *et al.* 2002; Richardson *et al.*, 2007).

Uma melhor compreensão da complexidade e especificidade regional do funcionamento da vegetação ripícola é necessário para uma gestão de conservação mais efectiva, dinâmica e integrativa.

Bibliografia

- 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
- Angelstam P (1996) The ghost of forest past- natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. In: 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? (Online URL: <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
- Carbiniere 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. *Oecol. Plant.* 14:361-369
- Chytrý M (1998) Potential replacement vegetation: an approach to vegetation mapping of cultural landscapes. *Applied Vegetation Science* 1:177-188
- 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. In: 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. In: Boyce MS, Haney A (eds). *Ecosystem Management*, 68-76. Yale University Press
- Dister E (1988) Ökologie der mitteleuropäischen Auenwälder. In *Die Auenwälder*. Wilhelm München 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, Aguiar 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, Aguiar 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. In: 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
- 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 Mittelelbe in Gefahr. – *Natur & 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 Canadian Geographer* 28(2):111-126
- Holl KD, Crone EE (2004) Applicability of landscape and island biogeography theory to restoration of riparian understory plants. *Journal of Applied Ecology* 41:922-933
- Hügin G (1980[1984]) Die Auenwälder des südlichen Oberrheintales und Veränderung durch den Rheinausbau. In: Géhu JM (ed). *La végétation des forêts alluviales. Colloques Phytosociologiques* 9:677-706
- Hügin G, Henrichfreise A (1992) Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue. Vegetation und Wasserhaushalt des Rheinnahen Waldes. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 24:1-48
- Hughes FMR (1997) Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical 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 managing 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. *Ecology* 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 methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422-23: 111-131
- Johnson RR (1978) Foreword, in *Strategies for Protection and Management of Floodplain Wetlands and Other Riparian Ecosystems*. In: Johnson RR, McCormick JF (eds). Gen. Tech. Rpt. WO-12. Forest Serv., U. S. Dept. Agr., Washington, D.C
- Leonard SG, Staidl GJ, Gebhardt KA, Prichard DE (1992) Viewpoint: Range site/ecological site information requirements for classification 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 Disturbance Dynamics*. John Wiley & Sons
- Mitsch W J, Gosselink JG (1993) *Wetlands* (2nd ed). Van Nostrand Reinhold, 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
- Naiman RJ (1998) Biotic stream classification. In: 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 management 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, conservation, 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 dispersal traits. *Ecology* 83:2878-2887
- Nilsson C, Berggren K (2000) Alterations of riparian Ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50:783-792
- Nilsson C, Svedmark M (2002) Basic principles and ecological consequences 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 contrasting western Australian rivers. *Regulated rivers: research and management* 17:201-215
- 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 landscapes to protect remnant natural areas. *Verhandlungen Internationalen Verein. Limnol.* 27:1149-1164
- Prieditis N (1999) Status of wetland forests and their structural richness in Latvia. *Environmental Conservation* 26:332-346
- 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
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West C (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions *Diversity & Distributions* 6:93-107
- 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
- Szczepanski AJ (1990) Forested wetlands of Poland. In: 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
- Tsopelas 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. (On-line URL: <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 1980
- 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, Chatzinikolaou 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. Athens

A vegetação ripícola Grega é extremamente diversificada. Apesar de normalmente possuir um carácter mediterrânico, apresenta traços boreais nas montanhas Rodopi, resultantes da presença de *Alnus incana*, ou toques subtropicais no Sul do Egeu, em resultado da presença de *Phoenix theophrasti*. Para além de plantas lenhosas, a vegetação ripícola compreende também canaviais densos e altos de gramíneas com propagação vegetativa. Adicionalmente, durante o Verão, também é constituída por plantas efémeras, que vegetam em bancos de lama ou gravilha. As florestas deste tipo são constituídas por uma ou duas espécies de árvores dominantes, juntamente com arbustos, lianas e várias herbáceas, dependendo da latitude, altitude, topografia do vale, regime de cheias, tipo de sedimento e nutrientes do solo. No Norte da Grécia, as espécies de árvores dominantes nestas situações são as dos géneros *Alnus*, *Fraxinus*, *Populus* e *Salix*. Mais para Sul dominam o plátano (*Platanus orientalis*) e espécies arbustivas como a cevadilha (*Nerium oleander*) e árvore-da-castidade (*Vitex agnus-castus*).

Normalmente os cursos de água de montanha de baixo valor hidrológico encontram-se pouco ou nada perturbados, embora diversos vales já se encontrem represados por barragens. No Sul, muitos cursos de água permanentes tornaram-se temporários, como resultado da redução da precipitação e do aumento do consumo de água para irrigação e turismo. Devido a interferências hidrológicas e alterações no uso do

solo, especialmente nas terras baixas do continente, as florestas ripícolas lenhosas de *Quercus*, *Fraxinus* e *Ulmus* estão ameaçadas de extinção.

A vegetação ripícola lenhosa na Grécia enquadra-se na seguinte classificação fitossociológica:

- 1) *Alnion incanae* (syn. *Alno-Padion*) inclui florestas de *Alnus* ao longo das margens dos rios, principalmente nas montanhas da metade Norte da Grécia continental, bem como o que resta das florestas de folhosas (compostas por *Quercus*, *Ulmus* e *Fraxinus*) nas planícies de aluvião adjacentes aos grandes rios.
- 2) *Populetalia albae*: ocorre por toda a Grécia; inclui galerias de *Platanus orientalis*, bem como florestas inundáveis de choupos (*Populus nigra*, *P. alba*) e salgueiros (*Salix alba*).
- 3) *Salicetea purpureae*: disperso por toda a Grécia continental; inclui formações de salgueiros compostas por exemplares arbustivos e arbóreos, como *Salix alba*, *S. amplexicaulis*, *S. elaeagnos*, *S. purpurea*, *S. triandra* e *S. xanthicola*.
- 4) *Nerio-Tamaricetea*: composta por matagais de *Tamarix parviflora* e outras tamargueiras, assim como por *Nerium oleander*, *Vitex agnus-castus* e *Phoenix theophrasti*. Apresentam uma maior diversidade na zona Sul da Grécia continental e nas maiores ilhas.

Florestas ripícolas de *Alnus glutinosa*

As florestas ripícolas e galerias arbóreas de *Alnus glutinosa*, *Alnus incana* ou *Salix alba* ocorrem por toda a Europa nemoral. Na Grécia, tal como na maior parte da zona mediterrânica, elas estão confinadas principalmente às montanhas do Norte e do centro do continente. Como definido aqui, estas florestas são equivalentes ao tipo de habitat "Florestas aluviais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)" (91E0) da Directiva Habitats da UE.

Na Europa, o limite Sudeste do *Alnus glutinosa* é o Egeu, enquanto que na Grécia o *A. incana* apenas se observa nas Montanhas Rodopi, onde ocorre em povoamentos mistos. As florestas ripícolas de *Alnus glutinosa* são periodicamente inundadas

devido aos caudais de ponta de cheia resultantes da chuva e degelos; no entanto encontram-se bem drenadas e arejadas durante a estação seca. Os solos normalmente são pedregosos ou arenosos. O estrato herbáceo inclui diversas plantas, tais 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* e *Urtica dioica*.

A estrutura e funções destes sistemas ripícolas dependem do regime de caudais. Normalmente a dinâmica do sistema é alta, em resultado das perturbações naturais. Os povoamentos existentes

não são geridos, ou são por vezes utilizados para fornecimento de madeira ou pastoreio. As actividades de origem antropogénica que ameaçam ou podem ameaçar este tipo de habitat estão relacionadas com o controlo de cheias, irrigação e drenagem. As albufeiras são os impactos mais óbvios, mas o desvio de águas do degelo e de riachos também afecta o regime hidrológico da bacia hidrográfica das florestas de *Alnus*. Este tipo de intervenções humanas tem se tornado cada vez mais frequente (por exemplo, infra-estruturas de recreio no Monte Itamos-Sithonia). Muitos povoamentos foram drenados para conversão para terras agrícolas, ou substituídos por plantações de *Populus*.



Figura 2.1.1.1 *Alnus glutinosa* nas margens do Rio Aaos, Epirus (Fotografia: P. Dimopoulos).

Florestas ripícolas mistas, compostas por *Quercus pedunculiflora*, *Ulmus minor* e *Fraxinus angustifolia*

As florestas de folhosas (*Fraxinus*, *Ulmus*, *Quercus*) são comuns na Europa nemoral e do Sul. Elas estão restritas às bacias hidrográficas de maiores dimensões, embora a sua presença tenha decaído marcadamente devido à regulação hidrológica. As poucas florestas deste tipo que ainda resistem na Grécia estão à beira da extinção. Elas fazem parte do tipo de habitat "Florestas mistas de *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia* das margens dos grandes rios" (91F0). O sub-tipo Balcânico que ocorre na Grécia corresponde ao *Leucojo-Fraxinetum angustifoliae*.

Na Grécia, as espécies mais importantes neste tipo de florestas ripícolas são as folhosas *Quercus pedunculiflora*, *Fraxinus angustifolia* (com duas subespécies), *Ulmus minor* (com duas subespécies) e *Ulmus procera*. O sub-coberto é variado, com *Aegopodium podagraria*, *Leucjum aestivum*, *Ranunculus ficaria*, *Silene cucubalus*, *Solanum dulcamara* e *Urtica dioica*. As florestas bem preservadas (que na Grécia são invariavelmente pequenas) são ricas em espécies trepadoras: *Humulus lupulus*, *Periploca graeca*, *Vitis vinifera*, *Tamus communis*.

Antes das actividades de regulação e consequente redução dos níveis de água, as planícies de aluvião

dos grandes rios sofriam inundações regulares. São habitats intensamente dinâmicos, dependentes do regime de cheias e da sua manutenção, sem restrições resultantes da interferência humana. Existe uma entrada e acumulação considerável de sedimentos, o que torna o habitat altamente produtivo e favorece a produção de grandes quantidades anuais de fitomassa, especialmente no estrato herbáceo.

Estas florestas foram sujeitas a intensos impactos humanos, o que influenciou as condições de habitat e o regime hídrico, como por exemplo a descida da toalha freática. Os povoamentos foram abatidos para aumentar a área agrícola. O pastoreio (gado bovino) também se tornou comum. As florestas actuais são o que resta das florestas de zonas húmidas anteriormente existentes, que eram muito mais extensas e comuns do que no presente. Os poucos povoamentos restantes são de pequena dimensão e sofrem os efeitos das áreas agrícolas adjacentes. As ameaças mais severas ainda têm origem nas alterações do regime hídrico, especialmente pela não ocorrência de inundações regulares e pela descida da toalha freática, resultantes das intervenções nos rios. As florestas ripícolas de folhosas são ecossistemas muito frágeis e devem ser considerados os habitats florestais mais ameaçados da Grécia.

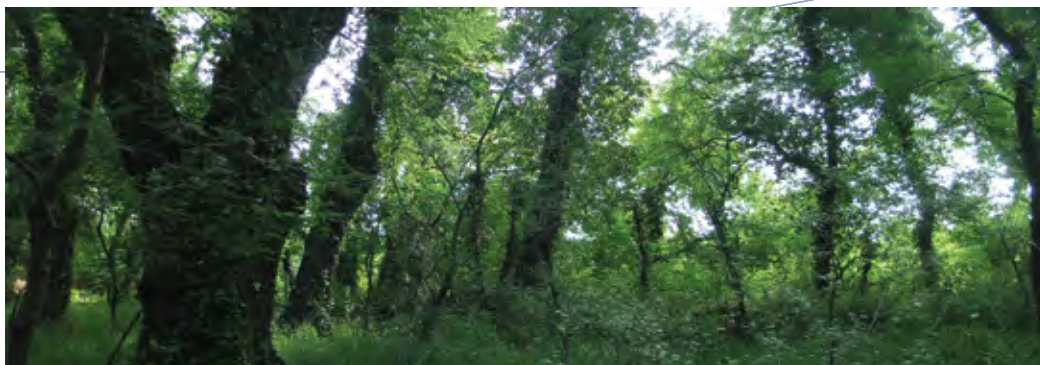


Figura 2.1.1.2 Floresta de Argios Varnavas: floresta ripícola mista, constituída por *Fraxinus angustifolia* e *Quercus pedunculiflora* (Fotografia: Arantxa Prada, ver capítulo 5.3).

Florestas de *Salix* e *Populus*

As florestas ribeirinhas multi-estrato de *Salix* e *Populus* podem ser encontradas por toda a Europa, bem como na Ásia e Próximo Oriente. No entanto, os povoamentos de grandes dimensões são raros, principalmente no Mediterrâneo. Normalmente os salgueiros arbóreos (na Grécia exclusivamente o *Salix alba*) e os choupos de grandes dimensões (na Grécia, *Populus alba* e *Populus nigra*) são dominantes nas margens arenosas e de gravilha. Os salgueiros arbustivos (*Salix amplexicaulis*, *S. elaeagnos*, *S. purpurea*, *S. triandra* e *S. xanthicola*; este último restrito ao Nordeste) ocorrem em manchas nos leitos dos rios e margens de gravilha. Este tipo de florestas e matagais correspondem ao tipo de habitat "Florestas-galerias de *Salix alba* e *Populus alba*" (92A0), como definido no Anexo I da Directiva Habitats da UE.

Normalmente os maciços arbustivos de salgueiros não são sujeitos a qualquer tipo de gestão. No passado, bem como na actualidade, têm sofrido degradação e sido removidos, principalmente nos deltas e margens de lagos. Nestes locais, a busca de solo para culturas agrícolas, plantações de choupos e para a extracção de inertes (areia e cascalho) reduziu de forma irreversível a sua área de distribuição. Este tipo de formações vegetais também é explorado para pastoreio e caça. A protecção destas áreas deve ter em consideração a gestão das mesmas.

Este tipo de habitat está entre os mais ameaçados, especialmente os povoamentos arbóreos existentes em deltas, estuários/foz de rios e em lagos. É sensível a alterações do balanço hídrico e poluição da água, sendo afectado pelas actividades de irrigação e

drenagem. Muitos povoamentos foram destruídos ou degradados, frequentemente de forma irreversível, devido à gestão hidrológica, construção de estradas e construções ao longo de rios e lagos. A transformação do habitat, juntamente com os abates para fins agrícolas (após drenagem) e para plantações de cultivares de choupo de crescimento rápido, reduziu a maior parte da área deste tipo de floresta. Outras ameaças severas são a extracção intensiva de inertes. A degradação resultante das alterações do nível da água, regime de cheias ou poluição da água, favorece o aparecimento de espécies invasoras.

Para que a conservação seja bem sucedida é essencial manter ou re-instalar o regime de inundação natural dum rio ou duma margem de lago. A extracção de



Figura 2.1.1.3 Galeria de *Salix alba* e matagal de *Salix purpurea* em margens de gravilha do Rio Voidomatis, Epirus (Fotografia: E. Bergmeier).

inertes em larga escala deve ser banida, bem como a plantação de exóticas, como cultivares de *Populus* e *Eucalyptus*. A redução de densidade e o abate das florestas ripícolas deviam ser proibidos. A Grécia está

entre os poucos países Europeus que ainda possui um regime de cheias não artificial em alguns dos maiores rios (*Aoos*, *Evros*, *Pinios*). Estes devem tornar-se reservas naturais ao longo de toda a sua extensão.

Florestas de *Platanus orientalis*

A área de distribuição das florestas de plátano (*Platanus orientalis*) compreende o Mediterrâneo Oriental. Esta espécie forma florestas de galeria ao longo dos rios e ribeiras, cursos de água temporários e ravinas da Grécia, Sicília, e Sul dos Balcãs. Na Grécia esta espécie encontra-se quer no continente, quer nos arquipélagos, colonizando: (a) depósitos aluviais mal estabilizados nos rios de maior dimensão; (b) depósitos de gravilha ou rochas em ribeiros permanentes ou temporários, nascentes; (c) o fundo de gargantas escarpadas e ensombradas, onde constituem comunidades muito ricas em termos de espécies (sendo esta a situação mais frequente). No Anexo I da Directiva Habitats da UE, estas florestas fazem parte do tipo de habitat "Florestas de *Platanus orientalis* e *Liquidambar orientalis*" (92C0).

O *Liquidambar orientalis* ocorre no Sudoeste da Anatólia e no Vale de Petaloudhes, na Ilha Grega de Rodas, com um sub-coberto pouco desenvolvido e um estrato herbáceo dominado pela avenca (*Adiantum capillus-veneris*) nas zonas húmidas. Esta floresta alberga uma população única de *Panaxia quadripunctaria*. Os Plátanos estão frequentemente associados com a cevadilha, no Sul, e com diferentes espécies de salgueiro, no Norte. As espécies trepadoras mais comuns são a vinha-brava (*Vitis vinifera*), arrebenta-boi (*Tamus communis*) e salsaparrilha-bastarda (*Smilax aspera*). Entre as herbáceas mais frequentes encontram-se *Carex pendula*, *Equisetum telmateia*, *E. arvense*, *E. ramosissimum*, *Hypericum hircinum* e *Melissa officinalis*.

Devido aos benefícios funcionais das florestas de plátanos na prevenção da erosão, estabilização de taludes e margens, diminuição da velocidade da água e retenção de materiais sólidos, conservação da qualidade do solo e preservação de condições climáticas locais, o seu valor ecológico não pode ser subestimado. No que concerne à biodiversidade, o seu valor incide no facto de proporcionar habitat para

outras espécies (constituem biótopos únicos para muitos animais, mas também para diversas espécies de plantas higrófilas), na sua posição como corredores (ao nível da paisagem) e da sua contribuição para o carácter de mosaico da paisagem. Adicionalmente, também é valorizado o seu valor estético e recreativo.

Na actualidade, as florestas de *Platanus orientalis* não são geridas, excepto no que se refere ao pastoreio, embora no passado tenham sido exploradas em regime de talhadia alta para alimentação do gado. O despejo de lixo e o abate de árvores são impactos importantes, mesmo na actualidade. A gestão destes bosques deve apresentar um carácter exclusivamente de protecção, devido ao seu elevado valor ecológico. O estado de conservação das florestas de *Platanus orientalis* é favorável na maioria dos povoamentos. As florestas de zonas planas dependem da circulação de água, ainda que temporária, sendo desta forma sensíveis às alterações hidrológicas (desvio de água, construções no leito, albufeiras) e à poluição da água.

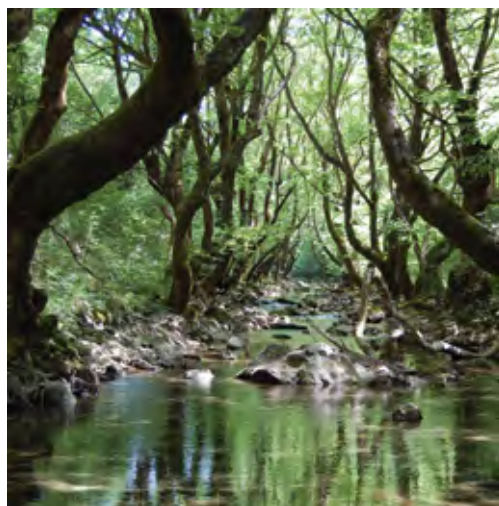


Figura 2.1.1.4 Floresta ripícola constituída por *Platanus orientalis* (anteriormente explorados em talhadia alta) e *Equisetum telmateia* nas margens do rio. Perto de Skotina, Macedónia Grega (Fotografia: E. Bergmeier).

Florestas e matagais termo-Mediterrâneos com *Nerium oleander*

As florestas ripícolas termo-Mediterrâneas ocorrem principalmente no Sul e Este da Península Ibérica. Também ocorrem localizadamente no Este da Provença, na Liguria e na Córsega, no Sul de Itália, na Sardenha e na Sicília, no Sul e Oeste da Grécia, nos arquipélagos do Mar Egeu e do Mar Jónico e na Ilha de Creta. Fora da Europa, este tipo de habitat ocorre principalmente nas zonas mais orientais do Mediterrâneo, no Norte de África e na Mesopotâmia. Na Grécia este tipo de florestas são dominadas principalmente por cevadilha (*Nerium oleander*) ou árvore-da-castidade (*Vitex agnus-castus*). Menos frequentemente são dominadas por tamargueiras e, apenas no Sul e Este da Ilha de Creta, pela palmeira arborescente *Phoenix theophrasti*. As florestas e matagais termo-Mediterrâneos correspondem ao habitat "Galerias e matos ribeirinhos meridionais" (92D0), embora os povoamentos de palmeiras estejam incluídos no habitat "Palmeirais de *Phoenix*" (9370), que apenas ocorre nas Ilhas Canárias (com a *Phoenix canariensis*) e na Ilha de Creta. A *Phoenix theophrasti* apenas ocorre na Ilha de Creta e no Sudoeste da Anatólia. Algumas das gramíneas mais comuns nesses dois tipos de habitat na Grécia são *Juncus heldreichianus*, *Saccharum ravennae*, *Arundo donax*, e *Scirpoides holoschoenus*. A espécie *Rubus sanctus* é comum ao longo das margens.

Os tipos de vegetação com cevadilha abarcam um largo espectro ecológico. Os solos podem ser salobros ou influenciados pela água doce. Os períodos de encharcamento podem ser de carácter sazonal ou permanente e os solos podem ser argilosos, arenosos ou, frequentemente, pedregosos. Quando comparados com os bosques de salgueiros, choupos e plátanos, desenvolvem-se em locais mais secos do que estes. Este tipo de habitat possui um importante papel na fisionomia das paisagens do Sul, onde as florestas são escassas, constituindo um componente estético importante. Nas ilhas do Mar Egeu são especialmente importantes para a diversidade da paisagem, indicando frequentemente locais de ocorrência de água. Frequentemente oferecem um

refúgio na paisagem estéril, aberta e seca que rodeia os locais húmidos.

As zonas húmidas de cevadilha suportam muitas espécies de aves migradoras e formam um habitat de outras espécies de zonas húmidas da fauna do Mediterrâneo Oriental. Não são executadas medidas de gestão para as unidades de vegetação deste habitat, mas, a terem lugar, deverão incidir na conservação e/ou melhoria dos sítios sempre que necessário. Geralmente, o estatuto de conservação do habitat ao longo da sua área de distribuição é favorável. Como as comunidades vegetais dependem da água, elas são sensíveis às alterações das condições hidrológicas. No entanto, muitos povoamentos desapareceram devido à manipulação dos lençóis freáticos, ou ficaram poluídos em resultado do despejo de lixo. Frequentemente as espécies nitrófilas invadem os povoamentos que sofrem reduções do nível da toalha freática. Nalgumas situações a vegetação é destruída através do fogo, com o objectivo de aumentar a área agricultável. No entanto, as tamargueiras e a cevadilha regeneram após o fogo.



Figura 2.1.1.5 A *Phoenix theophrasti* é uma palmeira endémica do Sul do Egeu, na foz costeira dos rios do Sudoeste da Anatólia e de Creta, aqui na foz do Rio Megalou Potamos, perto de Preveli (Fotografia: E. Bergmeier).

Todas as florestas ripícolas da Península Ibérica pertencem às classes fitossociológicas *Quercus-Fagetia* e *Nerio-Tamaricetea*. A ordem *Populetalia albae* é a que compreende um maior número de associações vegetais Ibéricas, sendo outras ordens a *Salicetalia purpureae* e a *Tamaricetalia*. As florestas ribeirinhas da Europa Ocidental ocupam solos geralmente gleizados, mais ou menos encharcados, consoante as flutuações dos caudais dos rios.

As florestas ripícolas da ordem *Populetalia albae* podem ser encontradas quer na Região Mediterrânica, quer na Eurosiberiana. Na Região Mediterrânica são frequentes o freixo-de-folhas-estreitas (*Fraxinus angustifolia*) e outras espécies, como o ulmeiro (*Ulmus* spp.), o choupo (*Populus* spp.) e o lodão-bastardo (*Celtis australis*), entre outras. Na região Eurosiberiana as espécies dominantes são o freixo-europeu (*Fraxinus excelsior*) e outras espécies

Eurosiberianas. São comuns a ambas as regiões determinadas espécies herbáceas, como o lúpulo (*Humulus lupulus*), a bríonia (*Bryonia dióica*), a erva-saboeira (*Saponaria officinalis*), a purga-cabras (*Cucubalus baccifer*) e a doce-amarga (*Solanum dulcamara*), entre outras.

Um tipo de classificação muito prático é aquele que agrupa as formações vegetais ribeirinhas segundo o tipo de floresta em que se inserem (Sánchez Mata e de la Fuente, 1985), podendo-se diferenciar entre:

- a) Bosques de choupos
- b) Bosques de ulmeiros
- c) Bosques de freixos
- d) Bosques de amieiros
- e) Bosques de salgueiros
- f) Bosques de tamargueiras

Bosques de choupos

Na Região Mediterrânica, este tipo de bosques (constituídos por choupo-negro – *Populus nigra* – ou choupo-branco – *Populus alba*) pode ser encontrado em fundos de vale, adjacentes a cursos de água, embora não necessariamente em contacto directo com a água, em zonas com solos aluviais profundos e gleizados. Têm a capacidade de suportar períodos de seca durante os meses de Verão. Colonizam as margens dos cursos de água que não estejam totalmente expostas às cheias, mas são influenciados pelo nível da toalha freática. Os solos onde vegetam são normalmente limo-arenosos e ricos em carbonato de cálcio.

Os choupos são bastante comuns, sendo fáceis de encontrar ao longo do território. No entanto, na maioria das situações, são exemplares de origem antropogénica, o que origina uma profunda alteração da comunidade original, visto que normalmente se utilizam espécies e variedades não autóctones em substituição do choupo-branco e do choupo-negro. Geralmente o choupo-branco encontra-se em regiões mais secas e de cota mais baixa, como os troços principais dos grandes rios do planalto central. No entanto, dentro deste tipo de bosque, existem variações mais higrófilas e xerófilas.

Quando atingem o seu nível de desenvolvimento máximo, estes bosques podem apresentar três estratos.



Figura 2.1.2.1 Galeria ripícola de choupo-negro numa paisagem Mediterrânica (Fotografia: J. Vicente Andrés).

O primeiro é composto por choupos com alturas até 30 metros, o segundo é constituído por árvores mais baixas, como o freixo-de-folhas-estreitas e o ulmeiro (*Ulmus minor*), sendo o terceiro estrato formado por arbustos (por exemplo, *Cornus sanguinea* e *Ligustrum vulgare*) e pelo estrato herbáceo, onde dominam os hemicriptófitos e geófitos (*Arum italicum*, *Ranunculus ficaria*, *Symphytum tuberosum*, entre outros).

Existem ligeiras diferenças de comportamento e composição florística entre bosques de choupo em áreas sujeitas a maior influência Mediterrânea (*Vinco-*

Populetum albae) e áreas de tipo mais continental (*Rubio-Populetum albae*), localizadas em zonas mais interiores da Península Ibérica.

Ao longo das margens dos rios do piso bioclimático mesomediterrâneo, em áreas mais próximas do mar Mediterrâneo, encontra-se o que Folch e Guillén (1986) denominaram como alameda litoral. Neste tipo de floresta ripícola o elenco de espécies é enriquecido pela presença de espécies lenhosas como *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor*, Pilriteiro (*Crataegus monogyna*), *Coriaria myrtifolia* ou Silvas (*Rubus ulmifolius*), bem como pela existência dum estrato herbáceo formado por *Vinca diformis*, candeias (*Arum italicum*) e *Rubus caesius*, entre outras.

Nas áreas mais continentais do interior da Península Ibérica, na zona mesomediterrânea das províncias bio-geográficas de Castela - Maestrazgo - La Mancha e Aragão, encontram-se bosques de choupos de aspecto mais xérico do que os anteriores, mas de estrutura semelhante. Apresentam um menor número de espécies Atlânticas, sendo comuns o salgueiro (*Salix neatrix*), a alcaçuz (*Glycyrrhiza glabra*) e a garança (*Rubia tinctorum*). Nos troços superiores

de rios com caudal de estiagem nulo, como o Rio Ebro, estes bosques de choupo (associação de *Rubia tinctorum* e *Populus alba*) normalmente estão adjacentes a florestas de ulmeiros. Ocasionalmente, quando o solo é mais seco, estão em contacto directo com a série climatófila de azinheira (*Quercus ilex*).



Figura 2.1.2.2 Bosquete de choupo-branco do tipo litoral, onde se podem observar silvas nos locais não ensombrados (Fotografia: Daniel Arizpe).

Bosques de ulmeiros

Os bosques de ulmeiros, bem como os de freixos, constituem as florestas ribeirinhas de maior extensão. São florestas típicas de planícies de aluvião ou terraços ribeirinhos, onde a toalha freática se mantém próxima da superfície do solo apenas durante a época das chuvas ou de cheias, descendo marcadamente nos meses de Verão, causando uma dessecação parcial dos horizontes superficiais. O menor défice hídrico favorece a estratégia das árvores caducifólias e a presença no sub-bosque de espécies próprias das florestas caducifólias climáticas.

Devido à sua disposição nas zonas mais altas de taludes, terraços e diques, este tipo de bosques entra em contacto com florestas mistas de carvalhos. Esta estrutura vegetal pode ser encontrada em áreas com solos profundos e húmidos, ainda que com teores de humidade inferiores aos locais com bosques de choupos. Geralmente as espécies dominantes são os freixos (*Fraxinus angustifolia*) e os ulmeiros (*Ulmus minor*). Estes bosques normalmente estão estratificados do seguinte modo: copado até 20-

-30 metros de altura, um estrato microfanerófito e lianóide e, por último, um estrato de hemcriptófitos e geófitos.

Podem-se distinguir três tipos diferentes de florestas de ulmeiros: as das zonas continentais peninsulares, nos pisos bioclimáticos meso e supramediterrâneos; as dos fundos de vales e cursos de água torrenciais, nos pisos bioclimáticos meso e supramediterrâneos, mas já em clara transição para o piso montanhoso; e as das áreas mais xéricas no Sul da região de Valência.

O primeiro dos três tipos é normalmente constituído por choupos-negros, ulmeiros e freixos; quando o solo é arenoso podem aparecer amieiros. Também é frequente a presença de geófitos, como as candeias. Normalmente estes bosques ocupam solos frescos e férteis, com boa permeabilidade e textura argilosa. Encontram-se profundamente perturbados pela intervenção humana, pois podem ser transformados em terrenos de regadio para a produção de culturas hortícolas.

As florestas de ulmeiros da região Eurosiberiana são enriquecidas pela presença de espécies características dessa região, como a *Carex sylvatica* subsp. *pauí*, o bordo-comum (*Acer campestre*), entre outras.

Os bosques de ulmeiros mais Mediterrâneos são relativamente resistentes a longos períodos de secura. São bosques bastante pobres, sendo muito comum a presença de hera (*Hedera helix*).

Este tipo de florestas está em contacto com as florestas de choupos nas áreas planas do piso mesomediterrâneo, ou com as séries climatófilas da azinheira em áreas mais secas.

Actualmente é difícil encontrar formações vegetais deste tipo, embora possam ser observadas em duas situações ecológicas distintas (Lara *et al.*, 1996): ocupando o leito de ribeiros e rios de menor caudal e com Verões mais secos, onde não é possível instalar choupos devido à falta de condições hídricas adequadas; ou em planícies de aluvião ou terraços

ribeirinhos, onde se podem observar bolsas de vegetação fortemente degradada pelas actividades agrícolas.



Figura 2.1.2.3 Exemplar de *Ulmus minor* Mill. perto de Madrid (Fotografia: Jacinta Lluch).

Bosques de freixo

Os bosques de freixos são muito comuns nas regiões Mediterrânea e Atlântica da Península Ibérica. A sua constituição é muito complexa, estando por isso a abordagem que se segue simplificada, para que possa ser utilizada como guia de florestação.

As florestas de freixos podem ser encontradas no piso supramediterrâneo, em fundos de vale, planaltos e vales abertos com solos frescos e encharcamento sazonal. Fisionomicamente são dominadas por freixos-de-folhas-estreitas e por carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*), apesar de alguns autores referirem outra associação do freixo, com a candeia e a erva-das-hemorróideas (*Ranunculus ficaria*). Para além dos freixos e carvalhos já referidos, na sua composição florística são também frequentes a sorveira-brava (*Sorbus aucuparia*), sanguinho-de-água (*Frangula alnus*), zêlha (*Acer monspessulanum*), entre outras. São também comuns algumas espécies arbustivas próprias de sebes espinhosas, como a roseira (*Rosa* spp.), a silva (*Rubus* spp.), a madresilva (*Lonicera hispanica*), entre outras.

Normalmente estes bosques têm sido convertidos em pastagens arborizadas, preservando as árvores de forma a providenciarem sombra para o gado durante os meses de Verão. No entanto, encontram-se exemplos de associações formando galerias ribeirinhas: florestas higrófilas de freixos, instaladas

nas margens de pequenos rios, onde o teor de humidade do solo é praticamente constante, com um sub-coberto constituído por salgueiros arbustivos; podem colonizar quer substratos rochosos, quer substratos arenosos.

Nos locais com maior hidromorfia, as florestas de freixos estão normalmente em contacto com florestas de amieiros, ou suas sucessões de substituição. Nos locais mais xéricos, estão em contacto com as séries climatófilas de sobreiro (*Quercus suber*) ou azinheira. Por outro lado, as florestas de freixo sumpramediterrâneas contactam pelo lado seco com as séries climatófilas de carvalho-negral ou de azinheira.



Figura 2.1.2.4 Cintura ripícola constituída por freixo-de-folhas-estreitas no Alentejo, Portugal (Fotografia: Daniel Arizpe).

Florestas de amieiro

Ao contrário das florestas de choupo, ulmeiro e freixo, os bosques de amieiro desenvolvem-se em solos aluviais, com encharcamento permanente. Para além do amieiro (*Alnus glutinosa*), as espécies características deste tipo de bosque incluem a vide-branca (*Clematis campaniflora*), o *Galium broterianum*, o feto-real (*Osmunda regalis*), a borrazeira-preta (*Salix atrocinerea*), e a escrofulária (*Scrophularia scorodonia*), entre outras.

O amieiro é uma espécie com ampla distribuição na Europa, tanto na Região Mediterrânica como na Eurosiberiana. Tem preferência por solos ácidos, soltos e arenosos, mas também se pode desenvolver sobre solos argilosos. Esta espécie possui a capacidade de fixar o azoto atmosférico, transformando-o em compostos amoniacais, devido à simbiose com um fungo presente na sua raiz, o *Frankia alni*. Este fungo introduz-se na planta através dos pelos radiculares, da mesma forma que o faz com outras angiospérmicas. Os complexos azotados regressam ao solo e à água, enriquecendo-os, através das excreções radiculares, necrose nodular, decomposição da folhada e escorrimento de água da chuva ao longo do tronco, ramos e folhas.

O interesse que frequentemente se verifica em repovoar com esta espécie resulta de dois factores: (a) a já referida contribuição para a fertilização azotada e (b) a sua contribuição para a formação de solo, bem como o facto de favorecer a produtividade dos ecossistemas aquáticos, não acelerando no entanto a eutrofização da água, pois o copado desta espécie impede o crescimento das plantas aquáticas de ciclo longo. Esta situação deve-se ao facto das folhas verde-escuras do amieiro absorverem o espectro visível de forma selectiva e reflectirem parte da luz solar incidente, dando origem a condições de baixa luminosidade sobre o copado das árvores. Outra razão para a importância desta situação, é o facto das folhas de amieiro permanecerem na árvore até ao final do Outono.

Naturalmente que a combinação destes factores vai ter influência na estrutura do bosque. Em condições óptimas as florestas de amieiro são constituídas por amieiro, freixo-de-folhas-estreitas, lodão-bastardo (*Celtis australis*) e aveleira (*Corylus avellana*), entre outras árvores. O estrato das microfanerófitas é normalmente mais escasso, embora alguns fetos nemorais possam atingir uma biomassa considerável.

Esta espécie é indiferente quanto à acidez do solo, podendo ser encontrada numa ampla variedade de situações. Por exemplo, florestas oligotróficas de amieiro em substratos siliciosos e com águas pobres em carbonatos e florestas mesotróficas de amieiro em substratos calcários e com águas ricas em minerais. Tipicamente as florestas oligotróficas de amieiro tomam a forma duma faixa linear estreita ao longo dum curso de água, com uma predominância absoluta de amieiros. Nas florestas mesotróficas de amieiro, apesar da dominância do amieiro, aparecem vários tipos de salgueiros, com diferentes preferências de solo. Estas formações desenvolvem-se a jusante das florestas oligotróficas, aproveitando as alterações químicas do substrato e da água.

As florestas ocidentais desta espécie podem ser encontradas desde zonas de baixa altitude (quase ao nível do mar) no piso bioclimático termomediterrâneo, até aos 900-950 metros de altitude no piso mesomediterrâneo dos sectores ocidentais das áreas biogeográficas Carpetano-Ibélico-Leonesa (municípios nas províncias de Ourense e Salamanca). Estão também bem representadas na área biogeográfica Luso-Estremadurense e nas bacias hidrográficas dos Rios Tiétar, Almonte, Ruedas, Guadiana, Tormes, Agueda, Alagón e Mondego, entre outros.



Figura 2.1.2.5 Floresta mista de amieiro e freixo-de-folhas-estreitas no Sul de Portugal (Fotografia: Daniel Arizpe).

Nas zonas mais frias, os bosques de amieiros podem estar em contacto com aveleiras (*Corylus avellana*). Por outro lado, nas zonas mais quentes das bacias dos rios Guadalquivir e Guadiana, no piso bioclimático termomediterrâneo, verifica-se uma forte presença da cevadilha (*Nerium oleander*) e de algumas espécies

termófilas, como *Dorycnium rectum*, salsaparrilha-bastarda (*Smilax aspera*), *Frangula baetica* e *Luzula baetica*, entre outras, fazendo a transição natural para os amiais do habitat Cadiz-Huelva-Algarve. Nos rios e ribeiros do piso termomediterrâneo da área biogeográfica Cadiz-Huelva-Algarve podem observar-se bosques de amieiro de elevado valor ecológico e paisagístico, com numerosos taxa endémicos, como o *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*, e fetos de disjunção tropical como o feto-dos-carvalhos (*Davalia canariensis*) e o feto-de-cabelinho (*Culcita macrocarpa*), entre outros.

Também existem amiais nas zonas de maior altitude das cabeceiras dos rios e ribeiros de menor ordem dos rios Tor-mes, Alberche, Jarama e Henares. Estes locais são caracterizados pela ausência de espécies termófilas, como a vide-branca (*Clematis campaniflora*), a escrofulária (*Scrophularia scorodonia*), o feto-real (*Osmunda regalis*) e outras. No entanto, é frequente a presença de espécies atlânticas, como o vidoeiro (*Betula celtiberica*), o azevinho (*Ilex aquifolium*) e o choupo-tremedor (*Populus tremula*).

As florestas de amieiro Eurosiberianas são ligeiramente diferentes, visto que nestes bosques se observam taxa de carácter tipicamente Atlântico. As florestas ribeirinhas de amieiro dos territórios cantábrico-bascos e galaico-asturianos (em sentido amplo) são interessantes, pois encontram-se em áreas onde o macroclima não apresenta um grande contraste sazonal, com Invernos amenos. Deste modo, estes locais são refúgio frequente para determinados fetos

com maiores exigências térmicas [feto-do-botão (*Woodwardia radicans*), *Stegnogramma pozoii*, entre outros], o que lhes confere um alto valor ecológico e, consequentemente, torna estes locais merecedores de máxima protecção.

Na região Eurosiberiana a composição florística e biomassa aérea são muito variáveis, tendo sido descritas várias associações de amiais no território entre as cordilheiras pirenaicas e as áreas galaico-asturianas.

De um ponto de vista dinâmico, praticamente todos os bosques de amieiro contactam bem com os bosques de salgueiro, ou com as séries climatófilas da azinheira e do carvalho-negral. Nos troços médios dos rios e em vales largos, estão em contacto com as florestas de freixo supramediterrâneas.



Figura 2.1.2.6 Rio coberto por um denso povoamento de amieiro (Fotografia: J. Vicente Andrés).

Florestas de salgueiro

De uma forma simplista, podemos distinguir as florestas de salgueiros entre aquelas que apresentam uma predominância de exemplares arbóreos e aquelas onde predominam os elementos de porte arbustivo. Os salgueirais de porte arbóreo são fisionomicamente dominados pela borrazeira-preta (*Salix atrocinerea*), ainda que sejam frequentes numerosas espécies da ordem *Populetales* *albae*, contrastando com os salgueirais de porte arbustivo da ordem *Salicetales* *purpureae*. As diferenças tornam-se ainda mais acentuadas pela presença nestes últimos de silvas (*Rubus curylifolius*, *R. ulmifolius*, *R. caesius*) e determinadas espécies de fetos.



Figura 2.1.2.7 Povoamento de *Salix alba* L. na área do Rio Júcar, em Valência, Espanha (Fotografia: Daniel Arizpe).

As florestas de salgueiros arbóreos apresentam um mosaico de árvores onde os salgueiros são mais ou menos dominantes, embora também se possam observar faias (*Fagus* sp.), bétulas (*Betula* sp.), choupos (*Populus* sp.), carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*), freixos (*Fraxinus* sp.) e sorveiras (*Sorbus aucuparia*). Os salgueirais arbustivos podem ser divididos em dois tipos, os silícolas e os calcícolas. A presença de outras espécies de salgueiros depende de vários factores, incluindo a degradação a que alguns salgueirais estão sujeitos. Por exemplo, os salgueirais silícolas costumam também ser compostos por borrazeira-branca (*Salix salvifolia*). No entanto, ao serem degradados, podem também apresentar outros salgueiros, como o *S. fragilis*, *S. triandra* ou *S. purpurea* var. *Lambertiana*. Em situações de aumento da eutrofização aparecem *S. purpurea* e *S. x matritensis*.

O habitat óptimo das florestas supramediterrâneas de borrazeira-preta são áreas encharcadiças adjacentes a cursos de água planos e com baixa velocidade da corrente. Os solos onde se desenvolvem têm elevado teor de humidade e possuem um horizonte orgânico. Este tipo de bosques observa-se com frequência na área biogeográfica Carpetano-Ibérico-Leonesa (associação de *Rubus corylifolius* e *Salix atrocinerea*). Outras comunidades mais localizadas merecedoras de destaque são as florestas de borrazeira-preta do piso termomediterrâneo Ibero-Atlântico (associação *Vitis sylvestris* e *Salix atrocinerea*),

onde é comum o feto *Thelypteris palustris*; e os salgueirais Luso-Estremadurenses, onde abundam os freixos (associação de *Fraxinus angustifolia* e *Salix atrocinerea*, entre outras).

Nas formações arbustivas de salgueiros existem amplas combinações possíveis de espécies. As comunidades de borrazeira-branca apresentam uma vasta distribuição, podendo ser dominadas por esta espécie, ou apresentarem uma composição mista desta espécie com *Salix purpurea* ou com *Salix eleagnos*. Quando não existe dominância de nenhuma espécie podem ser denominados de salgueirais mistos. Por vezes híbridos das espécies referidas, ou, dependendo da localização, outras espécies como *S. triandra*, contribuem para a formação da comunidade.



Figura 2.1.2.8 Curso de água de montanha com *Salix purpurea* L. e *Salix eleagnos* L. (Fotografia: Daniel Arizpe).

A vegetação ripícola das zonas mais quentes: tamargueira, cevadilha e tamujo

A precipitação das zonas mais quentes da Região Mediterrânica é caracterizada pela sua irregularidade. Nestes locais, as linhas de água permanecem secas durante a maior parte do ano, com excepção dos rios de maiores dimensões. Apenas após os curtos períodos de chuva é que os rios e ribeiros regressam às suas condições hidrológicas óptimas. Normalmente os períodos de chuva são curtos mas muito intensos, transformando os leitos antes secos em torrentes de água. Os cursos de água com regime torrencial são frequentes no Sudeste da Península Ibérica, sendo habituais os fenómenos de cheias após uma chuvada, ocasionalmente com consequências graves.

Em resultado das condições edafo-climáticas tão extremas, este tipo de linhas de água normalmente não apresenta formações arbóreas, observando-se



Figura 2.1.2.9 Cevadilhas bem adaptadas a resistirem a uma enchurrada numa "rambla" Ibérica (Fotografia: Daniel Arizpe).

no lugar destas um tipo de vegetação altamente especializado, constituído por tamargueira (*Tamarix* spp.), cevadilha (*Nerium oleander*) e tamujo (*Flueggea tinctoria*).

Os maciços de tamargueiras são formações arbustivas ou arborescentes pouco densas, constituídas por várias espécies de tamargueira (*Tamarix africana*, *T. boveana*, *T. gallica*, *T. canariensis*); ocasionalmente formam pequenos bosquetes densos. Preferem áreas de climas quentes, áridos ou semi-áridos, alcançando os pisos termo e mesomediterrâneo de ombroclima seco em zonas ripícolas que sejam desfavoráveis para o desenvolvimento dos bosques ribeirinhos caducifólios. Podem colonizar cursos de água arenosos, argilosos ou calcários; devido à resistência ao sal de algumas espécies (*Tamarix boveana*, *T. canariensis*), chegam inclusivamente a instalar-se em áreas de águas salobras.

Este tipo de comunidades pode substituir os salgueiros ou outras formações vegetais quando ocorrem duas situações ecológicas distintas: (a) em condições fortemente termoxéricas, com substratos oligotróficos e após a degradação dos bosques ripícolas; (b) quando existem problemas de salinidade no lençol freático ou de contaminação das águas.

Outros tipos de vegetação arbustiva semelhantes são a cevadilha e o tamujo. As formações de cevadilha (fisionomicamente dominadas por *Nerium oleander*) podem formar populações densas, que colonizam

de forma permanente cursos de água de regime torrencial, frequentemente de substrato pedregoso. O seu habitat ideal é a área biogeográfica Murciano-Almeriense, ainda que também possa ser encontrado em determinados enclaves termófilos da área biogeográfica Luso-Estremadurense.

Os tamujais são formações arbustivas espinhosas, dominadas pelo tamujo, que colonizam leitos de cursos de água pedregosos e siliciosos na área biogeográfica Luso-Estremadurense.

Todas estas formações têm um papel muito importante na regulação dos processos erosivos característicos destas zonas. Para além de contribuírem para a fixação dos solos, também povoam cursos de água onde a presença de outras espécies é limitada pela qualidade da água.



Figura 2.1.2.10 *Tamarix canariensis* Willd., uma colonizadora de linhas de água temporárias (Fotografia: Daniel Arizpe).

Florestas Ripícolas de bétulas

As florestas ripícolas de bétulas (*Betula* spp.) são muito interessantes, pois na Região Mediterrânica são praticamente uma relíquia. Normalmente aparecem em determinados enclaves montanhosos, por vezes formando florestas mistas.



Figura 2.1.2.11 Povoamento de *Betula alba* na Serra da Estrela, Portugal (Fotografia: António Pena).

Bibliografia

Folch i Guillén, R (1986) La Vegetació dels Països Catalans (2nd ed). Institutió 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. Madrid

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

Peixes e vegetação ripícola

Os rios e ribeiras são influenciados por múltiplos factores, que interagem frequentemente a diferentes níveis espaciais e escalas temporais. O uso do solo na bacia hidrográfica e a vegetação ripícola interagem de forma a afectar a qualidade da água e os habitats aquáticos, influenciando deste modo as comunidades aquáticas, incluindo os peixes (Meador e Goldstein, 2003).

A vegetação ripícola é importante para os peixes, pois afecta a luminosidade, temperatura e qualidade da água, bem como o habitat e disponibilidade de alimento, para esses organismos aquáticos (Zalewski *et al.*, 2001). Consequentemente, a eliminação da vegetação ripícola pode ser uma importante causa da degradação do habitat piscícola.

Alterações físicas no habitat fluvial resultantes da redução do ensombramento das copas, como o aumento da luminosidade e da temperatura da água, podem dar origem a modificações do ambiente térmico para os peixes. Este aspecto pode ser particularmente limitante para as espécies de águas frias, como os salmonídeos (Murphy *et al.*, 1986; Weatherly e Ormerod 1990; Torgensen *et al.*, 1999), cuja área de distribuição global tem contraído, prevendo-se que assim continue devido às alterações climáticas (Chu *et al.*, 2005).

No entanto, uma maior luminosidade e temperatura da água podem estimular o crescimento de macrófitos aquáticos, alterando a estrutura do habitat fluvial e a disponibilidade de alimento para os salmonídeos (Bunn *et al.*, 1998), cujo crescimento individual pode aumentar localmente (Lobon-Cervia e Rincon, 1998).

Nas ribeiras de águas mais quentes, o aumento da temperatura resultante da redução do ensombramento das copas, associado a uma produtividade primária superior, pode provocar a deterioração do habitat piscícola (por exemplo, através das baixas concentrações de oxigénio dissolvido). Tal situação é particularmente premente em situações ambientais extremas, nomeadamente como em cursos de água

temporários, onde os peixes se concentram em pegos durante os extensos períodos secos (Godinho *et al.*, 1997, Magalhães *et al.*, 2007).

A vegetação ripícola também é importante para a estabilidade das margens dos rios, podendo a sua remoção originar um aumento da turvação da água e o assoreamento do leito, em resultado do aumento da erosão nos taludes marginais (Gregory *et al.*, 1991, Osborne e Kovacic, 1993). Os influxos de matéria orgânica provenientes da vegetação ripícola são uma importante fonte de alimento para os macroinvertebrados, muitos dos quais são consumidos pelos peixes (Cummins, 1974); os detritos lenhosos de grandes dimensões providenciam estruturas aquáticas, criando habitats fluviais complexos, que frequentemente estão associados a uma maior diversidade piscícola (Davies e Nelson, 1994; Gregory *et al.*, 2003).

As relações entre as alterações no coberto ripícola, usos do solo intensivos e a degradação da estrutura e dinâmica da comunidade piscícola foram documentadas numa série de estudos (por exemplo, Steedman, 1988; Roth *et al.*, 1996; Allan *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 1997, 2000; Klauda *et al.*, 1998; Lammert e Allan, 1999; Schleiger, 2000; Meador e Goldstein, 2003; Hughes *et al.*, 2004; Van Sickle *et al.*, 2004), mas a existência de interacções complexas entre factores torna frequentemente difícil identificar os mecanismos chave envolvidos, ou quantificar o seu impacto combinado (Penczak *et al.*, 1994). Ainda assim, existe um grande volume de informação que comprova que a vegetação ripícola afecta os peixes e que a sua eliminação tem um impacto negativo nas comunidades piscícolas por todo o mundo (Jones *et al.*, 1999; Pusey e Arthington, 2003). A existência dum coberto ripícola extenso e complexo nas margens de um rio sugere frequentemente uma elevada qualidade ambiental da linha de água, sendo que zonas ripícolas fortemente alteradas estão associadas a habitats ribeirinhos e comunidades bióticas empobrecidas (Karr e Schlosser, 1978; Gregory *et al.*, 1991).

Comunidades piscícolas

Ao longo da história os peixes de água doce têm sido importantes para a humanidade como fonte

de alimento, comércio e recreio. No entanto, os rios foram profundamente alterados pelo homem,

nomeadamente nas áreas onde a influência humana é antiga, como na Europa. Consequentemente, muitas espécies piscícolas dos rios Europeus estão em perigo, especialmente as taxa que apresentam uma distribuição mais restrita. Por exemplo, uma avaliação recente do estado de conservação dos vertebrados em Portugal (segundo critérios da IUCN), classificou os peixes de água doce como o grupo com o número mais elevado de espécies ameaçadas, incluindo taxa como o pequeno ciprinídeo saramugo (*Anaecypris hispânica*), um endemismo Ibérico que na actualidade se encontra restrito à bacia hidrográfica do Rio Guadiana (Cabral *et al.*, 2006).

Em geral, comunidades piscícolas específicas estão associadas a habitats aquáticos particulares (Moyle e Cech, 1996). As comunidades piscícolas estão organizadas ao longo dos sistemas fluviais (desde pequenos ribeiros das cabeceiras, até rios de planície com grande dimensão) segundo factores como a luz, temperatura, oxigénio dissolvido, altitude, declive, substrato, velocidade da água, padrões de escoamento, níveis de nutrientes e disponibilidade de alimento (Ross, 1997).

Em muitos rios Europeus a truta-fário (*Salmo trutta*, Figura 2.2.1) é a espécie típica de águas frias (espécies que não toleram temperaturas da água superiores a 25°C). Como é típico nos salmonídeos, a truta é muito sensível a variações na qualidade do habitat, sendo particularmente intolerante a aumentos da temperatura da água. Deste modo, a sombra proporcionada pela vegetação ripícola é importante para a manutenção da temperatura da água abaixo dos limites críticos para a espécie, especialmente nas regiões mais quentes, como a Península Ibérica. Adicionalmente, nas linhas de água de cabeceiras, a importância da vegetação ripícola como fonte de matéria orgânica é particularmente importante para a produção do alimento base da truta, os invertebrados aquáticos (Klemetsen *et al.*, 2003).



Figura 2.2.1 Truta-fário de um curso de água Ibérico.

Contrastando com os rios de águas frias, os rios de águas quentes – isto é, os rios cujas águas atingem temperaturas demasiado altas para os salmonídeos – apresentam grandes diferenças quanto à dimensão do leito, volume de escoamento, declive, largura, profundidade, substrato, vegetação aquática e cobertura ripícola, disponibilizando deste modo uma grande variedade de habitats. Neste tipo de rios, as comunidades piscícolas são normalmente mais diversificadas e incluem membros de diversas famílias, como por exemplo percídeos, cobitídeos, esocídeos e ciprinídeos. Os ciprinídeos dominam as comunidades piscícolas da maior parte dos rios de águas quentes da Europa, representando não só o maior número de espécies, mas também a biomassa mais elevada.

Nos rios de águas quentes a vegetação ripícola é particularmente importante para os peixes, devido à sua influência na disponibilidade e diversidade de habitat aquático. Por exemplo, algumas espécies de barbos (*Barbus* spp., Figura 2.2.2) utilizam os espaços entre as raízes de árvores ripícolas como habitat preferencial (excepto na altura da desova). A vegetação ripícola também é essencial nos rios de águas quentes de maior dimensão, pois mantém a estabilidade das margens durante os picos de cheia.



Figura 2.2.2 Barbo (*Barbus bocagei*) proveniente dum rio Ibérico.

Em virtude da forte presença humana junto dos rios de águas quentes, estes sistemas têm sido particularmente afectados pela desflorestação, desenvolvimento urbano e agrícola, represamento e descarga de efluentes domésticos e industriais. Em consequência, os padrões de distribuição natural dos peixes de água doce alteraram-se fortemente ao longo do tempo. Uma das evidências mais notórias desta alteração tem sido o sucesso da expansão em grande escala de espécies piscícolas introduzidas. Para além de antigas introduções piscícolas, como a da carpa comum (*Cyprinus carpio*), desde o Século XIX que várias espécies têm sido introduzidas na

Europa, estabelecendo grandes áreas de ocorrência; alguns exemplos desses taxa são a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) e o achigã (*Micropterus salmoides*). As espécies introduzidas de maior sucesso são favorecidas pelos habitats alterados e, frequentemente, interagem de forma negativa com os taxa nativos (Godinho e Ferreira, 1998). Por exemplo, os invasores piscícolas mais bem sucedidos da Península Ibérica estão bem adaptados aos novos habitats proporcionados pelas albufeiras (Godinho *et al.*, 1998). Neste tipo de habitats não existe vegetação ripícola, ou esta encontra-se fortemente limitada pelas frequentes oscilações do nível da água.

A manutenção do habitat aquático durante os períodos secos pode representar um sério problema para os peixes de alguns rios de águas quentes, sendo que as espécies que habitam em cursos de água intermitentes têm de enfrentar fortes constrangimentos ambientais. Os ribeiros intermitentes de águas quentes – frequentemente pequenos tributários de rios maiores – albergam

espécies piscícolas capazes de responder a períodos secos. Essa resposta é obtida, quer através de elevados níveis de tolerância fisiológica às severas condições ambientais dos pegos em regressão, quer através da migração para jusante, para locais onde a intermitência do curso de água é menos pronunciada (refúgio). Nesta última situação, a recolonização dos locais mais intermitentes de montante é posteriormente realizada nos períodos mais propícios (épocas de maior caudal). Deste modo, a capacidade de movimentação sem restrições ao longo da rede fluvial pode ser crucial para a manutenção das populações/espécies de peixes. As barreiras à sua livre circulação, como as barragens, apresentam sérias ameaças à conservação piscícola. Ainda assim, é provável que nessas áreas a pressão humana sobre os recursos aquáticos continue a aumentar e que os peixes se possam encontrar numa situação de competição com os humanos pela disponibilidade de água. Tal situação irá requerer um equilíbrio adequado entre as necessidades ecológicas e sociais (Cowx e Collares-Pereira, 2000; Baron *et al.*, 2002).

Os peixes como indicadores da degradação ambiental dos rios. A Directiva Quadro da Água Europeia [DQA]

Os peixes de água doce são cada vez mais utilizados como indicadores da qualidade do habitat em rios. Tal situação deve-se à forma como este elemento biológico reage a diferentes tipos de perturbações de origem humana, incluindo a alteração física do habitat (Ormerod, 2003). De facto, a relação entre comunidades/populações de peixes e a qualidade dos seus ambientes aquáticos é a base para o uso da monitorização biológica de peixes na avaliação da degradação ambiental (Fausch *et al.*, 1990).

Os índices de integridade biótica (ou de estado ecológico) – derivados do índice de integridade biótica (IIB) de Karr – normalmente utilizam um grupo de métricas baseadas na estrutura e função da comunidade piscícola, que são integradas num índice numérico cuja escala reflecte a integridade ecológica da comunidade. Os resultados do índice para um local específico (sujeito a um determinado nível de perturbação) são depois comparados com os resultados do índice num sistema não perturbado, isto é, um local de referência (Hughes *et al.*, 1998).

No seguimento da sua utilização generalizada nos EUA, o conceito de integridade biótica foi adoptado

na Europa através da Directiva Quadro da Água (DQA, 2000/60/CE), que refere que todos os rios Europeus devem ser avaliados através duma abordagem de condições de referência, utilizando ferramentas de bio-avaliação baseadas em elementos bióticos, incluindo peixes. Mais especificamente, a DQA tem como objectivo a melhoria da qualidade ambiental dos rios, tendo como requisitos que: i) todos os sistemas fluviais sejam classificados de acordo com cinco classes de qualidade (alta, boa, moderada, pobre e má), dependendo do grau de degradação, e ii) todos os cursos de água que não tenham sido fortemente modificados atinjam um bom estado ecológico até ao ano de 2015.

Na Europa, o projecto de I&D FAME (<http://fame.boku.ac.at>) desenvolveu um método estandardizado baseado em peixes (European Fish Index, EFI) para avaliar o estado ecológico dos sistemas fluviais Europeus. No entanto, o projecto FAME considerou apenas cinco pressões físicas/químicas chave, sendo que a pressão chave "perturbação do habitat" integrou os seguintes elementos – condição morfológica, integridade ripícola e carga de sedimentos; em resultado dessa abordagem, o

índice permite distinguir os efeitos exclusivos da vegetação ripícola sobre as comunidades piscícolas e integridade biótica. Como referido por Pont *et al.* (2007), o EFI deve ser melhorado, nomeadamente descrevendo de forma mais completa as pressões antropogénicas referentes à situação da zona ripícola ou ao uso do solo. Esses futuros desenvolvimentos deverão melhorar a capacidade do EFI para detectar pressões específicas, como aquelas relacionadas com a vegetação ripícola.

Adicionalmente, visto que a maioria dos rios Europeus sofrem múltiplos tipos de pressões, as ferramentas

de avaliação biológica devem auxiliar a identificar quais as pressões que mais afectam os peixes, de forma a hierarquizar as medidas de restauro fluvial. Esta hierarquização deverá permitir aos gestores restaurar a vegetação ripícola sempre que esta for seleccionada como um condicionante importante da integridade piscícola e do estado do ecossistema fluvial, aumentando desta forma a probabilidade de sucesso dos esquemas de restauro/reabilitação ecológica de rios. Estes aspectos deverão ser especialmente importantes para obter, pelo menos, um bom estado ecológico dos rios Europeus até ao ano de 2015, como determinado pela DQA.

Bibliografia

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 PL, 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, Quiroz AI, Rogado L, Santos-Reis M. (2006) Livro vermelho dos vertebrados de Portugal (2nd ed). Instituto da Conservação da Natureza/Assirio 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. In: 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, 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 (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, 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, Chaillou 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, Rincon 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*, 43:1521–1533. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*

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, Huguency 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

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. *J. appl. Ecol.* 27:952–964

Zalewski M, Thorpe JE, Naiman RJ (2001) Fish and riparian ecotones – a hypothesis. *Ecohydrology and Hydrobiology* 1:11–24

Anfíbios

Os anfíbios europeus estão divididos em dois grupos: os anfíbios com cauda, pertencentes à Ordem *Caudata* (salamandras e tritões) e os anfíbios sem cauda, pertencentes à Ordem *Anura* (sapos e rãs). O ciclo de vida dos anfíbios inclui sempre uma fase aquática, que normalmente se inicia durante a época de reprodução, quando ocorre a postura dos ovos e tem início o desenvolvimento larvar. No entanto, consoante as espécies, os indivíduos adultos podem passar a maior parte do seu tempo em habitats aquáticos (tritões e rãs), ou em habitats terrestres adequados (salamandras e sapos). Em

termos ecológicos, os anfíbios tendem a evitar a sobreposição aquática com os peixes de água doce, visto que estes últimos frequentemente consomem os ovos e larvas/girinos dos anfíbios. Assim, as massas de água doce temporárias são os habitats aquáticos mais vulgares da maior parte dos anfíbios. No entanto, os diferentes tipos de zonas húmidas lineares que os anfíbios Europeus podem preferir são agrupados seguidamente em três tipos distintos: ribeiras de montanha, charcos em rios de planície e linhas de água temporárias.

Ribeiras e pequenos rios de água fresca e límpida, bem oxigenados

Tritões do género *Calotriton/Euproctus* têm preferência por cursos de água, lagos ou charcos límpidos e ricos em oxigénio. O tritão-dos-pirinéus (*Calotriton asper*) prefere substratos rochosos e evita águas lamacentas. *Euproctus montanus* e *E. platycephalus* apresentam um estilo de vida aquático, encontrando-se exclusivamente em pequenos rios de montanha e águas correntes não poluídas. Estes tritões encontram-se principalmente debaixo da zona radicular das árvores e arbustos, mas também podem ser encontrados debaixo de pedras ou de árvores caídas. O seu habitat terrestre (descampados, matagais ou florestas) situa-se sempre próximo da água. A salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*) normalmente vive nas margens dos riachos, onde haja vegetação pendente e rochas cobertas de musgo. As suas larvas vivem em cursos de água permanentes, de forte corrente e com alto teor de oxigénio dissolvido, escondidas entre as pedras ou em pequenas cavidades ou fendas. Podem-se encontrar diversas espécies de rãs (*Rana sp.*) em riachos de águas frias. A *Rana dalmatina* é frequente por toda a Europa, mas no limite Sul da sua distribuição ela reproduz-se não apenas em águas estagnadas, mas também em águas com corrente fraca. A rara *Rana pyrenaica* habita em cursos de água de montanha e não se encontra em

charcos ou lagos. Também a rã-ibérica (*R. iberica*) frequenta normalmente riachos e pequenos rios no Noroeste da Península Ibérica, preferindo locais com vegetação ripícola abundante. A *R. itálica*, dos Apeninos, é uma espécie essencialmente de montanha, associada a cursos de água com corrente rápida e substrato rochoso, com alguma vegetação. A *Rana latastei* reproduz-se em massas de água temporárias ou permanentes que ocorram em zonas arborizadas, incluindo por vezes rios de corrente lenta – desde o Norte de Itália até ao Sul da Suíça. A *R. graeca*, dos Balcãs, habita riachos, nascentes e pequenos rios permanentes de águas límpidas, localizados principalmente em bosques mistos ou de folha caduca de vales montanhosos.

As principais ameaças para estas espécies são a destruição ou degradação dos habitats aquáticos em resultado da construção de infra-estruturas (projectos hidroeléctricos) e da pressão resultante do desenvolvimento do turismo de montanha. A introdução de trutas predatórias (salmonídeos), outros peixes não autóctones e mamíferos exóticos (Visão-americano – *Mustela vison*) também constitui uma forte ameaça, dando origem à extinção local de populações.

Charcos espontâneos nas margens de riachos e pequenos rios, em planícies

Muitos tritões do género *Triturus* e *Lissotriton* preferem claramente águas paradas, sendo que este

tipo de charcos aparece frequentemente nas margens inundáveis de riachos e pequenos rios. Durante a

sua fase terrestre, os tritões podem ser encontrados perto de charcos, escondendo-se em locais húmidos e escuros, tais como debaixo de raízes, pedras, musgo e árvores, muros de pedra e troncos. Os tritões deslocam-se pelo terreno durante os dias de chuva, quando buscam novos territórios aquáticos para viver. O tritão-ibérico (*Lissotriton boscai*) prefere charcos pequenos e pouco profundos, com vegetação. Na Europa Atlântica, o *L. helveticus* pode ser encontrado em margens florestadas de rios, tal como a espécie euritépica *L. vulgaris*. O *Lissotriton italicus* é uma espécie endêmica do Centro e Sul da Itália e também ocorre em cursos de água com correntes fracas, vivendo nos locais menos profundos para evitar os predadores. Os grandes tritões [tritão-de-crista (*Triturus cristatus*), Tritão-de-crista-do-danúbio (*T. dobrogieus*), tritão-marmorado (*T. marmoratus*), *T. karelinii*, e *T. pygmaeus*] podem ser encontrados em habitats aquáticos junto de florestas (resinosas, mistas ou de folhosas), nos seus limites e clareiras, matagais, prados inundáveis e pântanos, incluindo os que se encontram em vales de rios cobertos com vegetação herbácea e arbustiva de grandes dimensões. Os habitats aquáticos utilizados para a reprodução e desenvolvimento das larvas incluem as zonas agrícolas tradicionais e outros habitats ligeiramente modificados (charcos, lagoas e canais de irrigação, valas, bebedouros, poços, meandros e pedreiras abandonadas). A salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*) (Figura 2.3.1) é uma espécie Euro-asiática cujas diferentes variantes se encontram amplamente distribuídas por toda a Europa. Os adultos (terrestres) habitam principalmente em florestas de folhosas ou mistas, embora por vezes também possam ser encontrados em florestas de resinosas. Trata-se de uma espécie tipicamente vivípara, sendo que a progenitora liberta os recém-nascidos para a água, normalmente riachos pouco profundos.



Figura 2.3.1 A espécie Euro-asiática salamandra-de-pintas-amarelas (*S. salamandra*) (Fotografia: Marco Caetano).

As rãs arborícolas [reia (*Hyla arborea*), *H. intermedia*, *H. savignyi* e *H. sarda*] encontram-se nas proximidades de poças, charcos e ribeiras, geralmente associados com áreas abertas e bem iluminadas de florestas de folhosas ou mistas, arbustos e matagais, prados e vegetação ripícola rasteira; também podem ser encontradas em ambientes antropogénicos, tais como jardins, vinhas, pomares, parques e margens de lagos. Não apreciam florestas densas e escuras. A reprodução e o desenvolvimento larvar têm lugar em águas estagnadas, como lagos, charcos, pântanos e albufeiras, riachos com correntes fracas e, por vezes, em valas e poças. As rãs-verdes [*Pelophylax* (ex- *Rana*) *bergeri*, *P. epeirotica*, *P. esculenta*, *P. grafi*, *P. lessonae*, *P. perezi* e *P. ridibunda*] são bastante abundantes, sendo frequentemente muito oportunistas (Figura 2.3.2); são espécies semi-aquáticas ou quase-aquáticas. Habitam e reproduzem-se numa grande variedade de massas de água, temporárias ou permanentes (charcos, rios com baixa velocidade da corrente, ribeiros, riachos, valas, canais de rega, albufeiras e zonas pantanosas, entre outros), frequentemente com vegetação variada nas suas margens, visto que estas rãs preferem áreas com abundante vegetação herbácea, abertas e bem aquecidas.



Figura 2.3.2 A rã-verde [*Pelophylax* (ex- *Rana*) *perezi*] (Fotografia: Marco Caetano).

As ameaças mais significativas para todas estas espécies são a drenagem ou a artificialização (canais de secção trapezoidal) dos cursos de água, resultantes da urbanização, turismo e da intensificação da agricultura, bem como a poluição industrial e agro-química nos locais de reprodução. Outra ameaça importante é a predação por parte de espécies invasoras, como peixes (*Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*), lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*) e grandes rãs (as

exóticas *Rana catesbeiana* e *Pelophylax ridibunda/esculenta*). Em alguns locais da Europa, a exploração comercial destas espécies para alimentação (pernas

de rã, *Pelophylax* sp.), ou para lojas de animais (*Lissotriton* sp., *Triturus* sp., *Hyla* sp.) pode vir a ameaçar as populações locais.

Cursos de água temporários, que desaparecem no Verão

A diversidade de anfíbios na bacia do Mediterrâneo é muito inferior à da Europa Atlântica, sendo que essa situação deve-se, em larga medida, ao predomínio de habitats áridos e semi-áridos em grande parte da região. A família *Discoglossidae* (rã-de-focinho-pontiagudo e sapo-parteiro) é praticamente endêmica na região Mediterrânea, sendo que duas das três espécies da família *Pelodytidae* são endêmicas desta região [sapinho-de-verrugas-verdes (*Pelodytes punctatus*) e sapinho-de-verrugas-verdes-ibérico (*Pelodytes ibericus*)]. Todas as quatro espécies pertencentes à família *Pelobatidae* (*Pelobates* sp.) ocorrem nesta região, sendo duas delas endêmicas. O sapo-parteiro (*Alytes* sp.) é claramente terrestre, sendo o sapo-parteiro-ibérico (*Alytes cisternasii*) (Figura 2.3.3) característico de florestas xerófitas Mediterrâneas de carvalhos, pouco densas. Os adultos de *A. dickhelleni* encontram-se normalmente em solos sujeitos a erosão, perto da água, ou sobre pedras. A espécie da Europa Ocidental *A. obstetricans* vive em ambiente terrestre, perto dos ribeiros que servem de local de reprodução: preferem encostas, paredes, taludes com grande quantidade de pedras pequenas, lajes de pedra ou areia, normalmente com vegetação rasteira. A espécie *A. muletensis* encontram-se classificada como Criticamente em Perigo (CR) e sobrevive com dificuldade em alguns desfiladeiros/charcos montanhosos da Sierra Tramontana (Ilha de Maiorca). De uma forma geral, todos estes sapos vivem nas proximidades de ribeiras de carácter temporário, riachos de corrente lenta e massas de água permanentes, onde se reproduzem e onde os seus girinos passam frequentemente o Inverno. As espécies do género *Discoglossus* encontram-se principalmente na água ou nas suas proximidades: águas estagnadas, terrenos pantanosos, ribeiras de montanha e até em águas salobras. As espécies rã-de-focinho-pontiagudo (*Discoglossus galganoi*) e *Discoglossus jeanneae* são ambas endemismos Ibéricos, separados um do outro pelo Rio Guadalquivir. *D. montalentii* e *D. sardus* estão restritas à região do Tirreno, nomeadamente as ilhas da Córsega e da Sardenha.



Figura 2.3.3 O sapo-parteiro-ibérico (*Alytes cisternasii*) (Fotografia: Marco Caetano).

O padrão de actividade dos anfíbios é condicionado pela irregularidade da precipitação anual Mediterrânea. Aproximadamente 70% da água da região do Mediterrâneo é utilizada na agricultura. Muitas zonas húmidas foram destruídas através da sua drenagem ou do desvio dos cursos de água que as alimentavam (65% na Grécia, por exemplo), com implicações nos anfíbios. Muitas das massas de água artificiais que são adequadas aos anfíbios (bebedouros para gado, poços, tanques), têm sido disponibilizadas através da agricultura extensiva tradicional. Actualmente, as baixas precipitações combinadas com uma agricultura intensiva, insustentável e dependente da água, são responsáveis pelo alto grau de ameaça em que os anfíbios se encontram (25,5% das espécies anfíbias do Mediterrâneo encontram-se ameaçadas). Um outro grande impacto, ainda que inferior aos anteriores, é a presença de espécies invasoras exóticas. Os desastres naturais, perturbações humanas e susceptibilidade a doenças (por exemplo, *Alytes* sp.) também são importantes para algumas espécies.

Répteis semi-aquáticos

Existem poucos répteis aquáticos e apenas alguns frequentam os limites das áreas ripícolas. Tartarugas de água doce (ou cágados) do Paleártico, como a *Emys orbicularis* (cágado-de-carapaça-estriada), vivem em locais de corrente fraca em ribeiros e rios, com densa vegetação ripícola, ou nas suas proximidades. Os cágados do Género *Mauremys* habitam em margens de rios mais abertas ou em tanques e albufeiras: o cágado-Mediterrânico (*M. leprosa*) (Figura 3.3.4), *M. rivulata* do Sudoeste dos Balcãs e *M. caspica* do Sudoeste dos Balcãs/Cáspio. Estas tartarugas apenas se podem alimentar em água, por isso estão completamente dependentes de massas de água. Elas também necessitam de locais onde se possam expor ao sol, como por exemplo troncos de madeira morta ou margens adequadas; desta forma, a presença de locais adequados para a exposição ao sol pode ser um factor limitante.



Figura 2.3.4 O cágado-Mediterrânico (*Mauremys leprosa*) (Fotografia: Marco Caetano).

Entre os lagartos verdes, o lagarto-de-água Ibérico (*Lacerta scheiberi*) habita ao longo das margens de rios e ribeiras, enquanto que o *L. trilineata* (Grécia) pode também ser encontrado perto de riachos e valas. As quatro espécies de lagartos do furtivo Género *Algyroides* podem ser encontradas em áreas florestais com um sub-coberto esparsa e em habitats rochosos; perto de vales de rios/ribeiros, onde podem ser encontrados perto de água, em rochas, troncos de árvores e penhascos: a distribuição da espécie Espanhola *Algyroides marchi* restringe-se às cordilheiras montanhosas de Alcaraz, Cazorla e Segura; *A. fitzingeri* é endémica da Córsega e da Sardenha; *A. nigropunctatus* distribui-se ao longo da costa Este do Adriático e *A. moreoticus* é endémico do Poloponeso (Grécia). Duas espécies de lagartos sem pernas, o licranço (*Anguis fragilis*) (Europa) e o *A. cephalonnica* (Balcãs), são comuns em sebes e margens arborizadas de cursos de água, onde tem tendência a refugiar-se sobre pedras, pranchas de madeira, etc.

Duas espécies de cobras, a cobra-de-água-de-colar (*Natrix natrix*) e a cobra-de-água-viperina (*Natrix maura*) podem ser encontradas no interior ou nas imediações de quase todas as massas de água, como as ribeiras e charcos da Europa Ocidental; no entanto, a *N. natrix* é menos frequente, encontrando-se muitas vezes mais distante da massa de água mais próxima do que a *N. maura*.

As principais ameaças a estas espécies derivam da perda de habitat, fundamentalmente através da desflorestação, erosão das margens das linhas de água, captação de água e fogos florestais. Alguns cágados exóticos (*Trachemys scripta* ou *Pseudemys picta*) competem com as tartarugas autóctones, expulsando-as do habitat em disputa.

Bibliografia

Arnold EN (2003) Reptiles and Amphibians of Europe. Princeton University Press. Princeton, USA, Oxford, UK

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

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

Gasc JP, 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, Paris, Bonn

Griffiths RA (1996) Newts and Salamanders of Europe. Princeton University Press. Princeton, USA, Oxford, UK

Paisagens ribeirinhas e comunidades de aves

As aves reconhecem o meio ambiente como uma paisagem, constituindo os cursos de água um mosaico de habitats terrestres e aquáticos. Graças à sua elevada mobilidade, as aves podem utilizar

as diferentes partes dos sistemas ripícolas não só durante a época de nidificação, mas também em todas as fases do seu ciclo de vida.

Comunidades de aves em diferentes habitats

Bancos de cascalho e de areia

Na Região Mediterrânica o padrão irregular da precipitação promove o carácter intermitente do caudal dos cursos de água, existindo bancos de cascalho e de areia a cobrir grande parte do leito. São poucas as espécies que nidificam nestes habitats: essencialmente o borrelho-pequeno-de-coleira (*Charadrius dubius*) (Figura 2.4.1), menos frequentemente o alcaravão (*Burhinus oedichnemus*), a andorinha-do-mar-anã (*Sterna albifrons*) e a andorinha-do-mar-comum (*Sterna hirundo*). São espécies que requerem espaços abertos e que nidificam no solo, preferindo bancos extensos situados acima dos níveis de água mais elevados, ou locais rodeados de água para uma melhor protecção contra predadores. Durante o período de migração, particularmente no Outono quando a chuva reaviva os cursos de água mediterrânicos, estas margens podem atrair diversas espécies vageantes que as utilizam como um ponto de paragem para repouso e alimentação (garças, maçarico-das-rochas, maçarico-bique-bique, etc.). No Inverno, estes habitats têm menos interesse para as aves devido ao facto de se encontrarem maioritariamente submersos.



Figura 2.4.1 O borrelho-pequeno-de-coleira, *Charadrius dubius*, nidifica em bancos de cascalho (Fotografia: Jean Roché).

Barrancos

Estes habitats estão associados à dinâmica fluvial activa. Quando o sedimento é suficientemente suave, os taludes oferecem locais de nidificação para várias espécies que aí escavam os seus ninhos: o guarda-rios (*Alcedo atthis*), a andorinha-das-barreiras (*Riparia riparia*) e o abelharuco (*Merops apiaster*). Ninhos abandonados ou buracos não utilizados podem ser ocupados por outras espécies cavernícolas que não escavam os seus ninhos: o mocho-galego (*Athene noctua*), a gralha-de-nuca-cinzena (*Corvus monedula*), ou pardais (*Passer* spp.). A extensão e altura dos barrancos são características importantes em particular para a fixação de colónias de andorinha-das-barreiras e abelharucos. Durante os períodos de migração e no Inverno, estes habitats têm uma importância reduzida.

Florestas ribeirinhas

Tal como a avifauna nidificante nas florestas mediterrânicas é em grande parte composta por espécies diferentes das existentes nas florestas temperadas da Europa (Blondel, 1990), o mesmo sucede com as aves associadas às florestas ripícolas mediterrânicas. Na realidade, estas comunidades de aves ribeirinhas podem ser divididas em três grupos. O primeiro é composto por espécies florestais que vivem na mata ripícola e maioritariamente residentes; não são muito numerosas e raramente são abundantes nestas latitudes; as espécies mais frequentes são o chapim-real (*Parus major*), o chapim-azul (*Parus caeruleus*), o pombo-toraz (*Columba palumbus*), a trepadeira-comum (*Certhia brachydactyla*) e o pica-pau-malhado-grande (*Dendrocopos major*). O segundo grupo é composto por espécies de orla e encontra-se melhor representado; a forma linear deste habitat aumenta a interface entre a floresta e o rio de um lado e da floresta e da paisagem envolvente e, além disso, as florestas ripícolas podem ser mais ou menos redesenhadas por cheias e muitas vezes apresentam clareiras que promovem as "orlas internas". Para lá de algumas espécies residentes características

como o rouxinol-bravo (*Cettia cetti*) (Figura 2.4.2), as aves nidificantes incluem diversos migradores (toutinegra-de-barrete *Sylvia atricapilla*, rouxinol *Luscinia megarhynchos*, verdilhão *Carduelis chloris*), incluindo alguns com afinidades mediterrânicas (felosa-poliglota *Hippolais polyglotta*, chamariz *Serinus serinus* e papa-figos *Oriolus oriolus*). O último grupo é composto por aves aquáticas que utilizam as matas ripícolas e as margens como locais de nidificação, mas que dispersam ao longo da linha de água, nos seus meandros ou em outros corpos de água próximos em busca de alimento. Na sua maioria são espécies de grande porte (milhafre-preto *Milvus migrans*), muitas vezes coloniais (garças, cegonhas, *Ciconia* spp.), que apesar do seu vasto alcance apreciam matas ripícolas rodeadas de zonas húmidas, uma vez que disponibilizam uma certa medida de segurança e fontes de alimento que, pela sua proximidade, proporcionam um menor dispêndio de energia (Figura 2.4.3). No Outono, as florestas ripícolas exibem uma maior proporção de aves migradoras (*Fringillidae*, *Sylviidae*, *Turdidae*) que aproveitam a disponibilidade de bagas e frutos. No Inverno, a composição das comunidades de aves inclui espécies que, por vezes, são raras durante a época de reprodução e outras providas de latitudes mais setentrionais (melro *Turdus merula*, pisco-de-peito-ruivo *Erithacus rubecula*, Felosa-comum *Phylloscopus collybita* e carriça *Troglodytes troglodytes*).

Zonas húmidas

Quando não secam, as zonas húmidas são bons locais para a nidificação de aves que preferem águas permanentes (galinha-d'água *Gallinula chloropus*,

galeirão *Fulica atra* e pato-real *Anas platyrhynchos*). Estes habitats também são de interesse para as aves florestais por causa da abundância de invertebrados e, quando a floresta não é gerida, também por causa da quantidade de madeira morta acumulada. Aquelas que são delimitadas por salgueiros e por plantas halófitas podem abrigar uma espécie relativamente rara, embora típica de zonas húmidas: o chapim-de-faces-pretas (*Remiz pendulinus*). As zonas húmidas podem contribuir para a proteção das matas ripícolas, não só porque dificultam a acessibilidade, mas também porque podem favorecer a ocorrência de espécies que são muito sensíveis à perturbação humana (aves de rapina, colónias-de garças). Dependendo do seu nível-de-água e da quantidade de vegetação aquática, as zonas húmidas podem proporcionar locais de reabastecimento e repouso a diversos Passeriformes durante as passagens migratórias (*Acrocephalus* spp., escrevedeira-dos-caniços *Emberiza schoeniclus*) e recursos alimentares durante o Inverno para uma variedade de aves aquáticas (patos, garças, etc.).

Prados

São áreas localizadas em baixas dos vales, encontrando-se cobertas de vegetação herbácea e sujeitas a alagamento durante as cheias, representando habitats extraordinários para as aves. Embora pouco frequentes na Região Mediterrânica, aqui e ali, eles fornecem habitats menos perturbados do que os campos agrícolas e relevantes para espécies associadas a áreas abertas (alvéola-amarela *Motacilla flava* (Figura 2.4.5), laverca *Alauda arvensis*, abibe *Vanellus vanellus*). Os prados secos são, todavia, mais frequentes nesta região, sendo povoados por alguns Passeriformes com afinidades meridionais (cotovia-



Figura 2.4.2 O ganso-grande-de-testa-branca *Anser albifrons*, é uma ave cosmopolita visitante de zonas húmidas (Fotografia: Mats Björklund).



Figura 2.4.3 Os prados inundáveis junto às linhas-de-água proporcionam áreas abertas para a alvéola-amarela *Motacilla flava* (Fotografia: Bernard Frochet).

de-crista *Galerida cristata*, fuinha-dos-juncos, *Cisticola juncidis*). Durante os períodos de migração e no Inverno, um grande número de outros pequenos

Passeriformes também podem ser vistos (chascos, andorinhas, alvéolas, petinhas, etc.).

As comunidades de aves e a dinâmica das florestas ripícolas

É um facto sobejamente conhecido que em todas as formações florestais as populações de aves vão-se alterando ao longo do tempo, em consequência da sucessão ecológica. Quando uma floresta antiga é destruída por uma perturbação como um incêndio, uma tempestade ou, eventualmente, o corte, as aves associadas a essa etapa da sucessão abandonam-na rapidamente. No entanto, a área aberta resultante, rapidamente adquire uma nova comunidade ornitológica, inicialmente composta por espécies muito dependentes do solo descoberto (alvéola-branca, *Motacilla alba*, cotovias, petinhas, etc.) A sucessão da avifauna é considerável e pode até ultrapassar 90%, se todas as árvores da formação inicial forem removidas (Ferry e Frochot, 1970). Nos anos subsequentes, o desenvolvimento da sucessão vegetal é acompanhada por novas transformações na comunidade de aves: as espécies originais desaparecem e são substituídas por felosa-malhada (*Locustella naevia*) ou papa-amoras-comum (*Sylvia communis*) nas fases herbáceas, pelo pintaroxo (*Carduelis cannabina*) ou felosa-poliglota (*Hippolais polyglotta*) em arbustos baixos, rouxinol (*Luscinia megarhynchos*) e felosa-das-figueiras (*Sylvia borin*) em arbustos cerrados, posteriormente rola-comum (*Streptopelia turtur*) antes do retorno de aves florestais associadas às formações mais maduras (*chamins Parus* spp., tentilhão *Fringilla coelebs*, pica-paus *Dendrocopos* spp., etc.). De um modo geral, o mesmo padrão é também encontrado em plantações de coníferas e de choupo.

Porque razão é que as populações de aves mudam tão fortemente durante a sucessão? A principal razão é a especialização: quando ao longo da evolução as aves se adaptaram a determinadas formas, tamanhos e densidades de formações vegetais, tornam-se particularmente exigentes neste aspecto. Dependendo da espécie, eles podem ter-se especializado na forma como se deslocam: algumas espécies somente no solo, outros escalam árvores, outras pousam nos ramos mais exteriores das plantas, e assim por diante. Na Primavera, às necessidades diárias de sobrevivência acrescem os requisitos com a reprodução: cada espécie escolhe um local muito preciso para instalar o seu ninho, o que implica um



Figura 2.4.4 O Rouxinol-bravo *Cettia cetti* é uma das aves nidificantes mais representadas nos corredores ribeirinhos da Região Mediterrânica (Foto: Jean Roché).

ambiente que só pode encontrar numa determinada fase da sucessão florestal. Em síntese, cada etapa no desenvolvimento da floresta tem sua própria comunidade de aves típicas, e a idade das parcelas florestais e os anos que passaram desde a última grande perturbação, constituem factores de alguma importância para as comunidades ornitológicas.

Por outro lado, a maioria das aves da Europa são "fracas botânicas", no sentido em que utilizam indiscriminadamente carvalhos, faias, castanheiros e outras árvores caducas. No entanto, deve notar-se que as aves comem pouco alimento de origem vegetal, sendo principalmente consumidores secundários alimentando-se de uma grande variedade de invertebrados. Isso confere-lhes um certo grau de independência em relação à composição florística da floresta.

Por conseguinte, as florestas ripícolas albergam comunidades de aves semelhantes, quanto à sua composição e dinâmica, às encontradas noutras florestas de folhosas (Frochot *et al.*, 2003). Localmente, estas comunidades são determinadas, sobretudo, pela fisionomia da vegetação, ou seja, pela idade e distribuição espacial das espécies arbóreas.

As inundações são uma das principais causas de distúrbios nos sistemas ribeirinhos: podem rejuvenescer as populações de árvores, iniciando novas sucessões a partir dos sedimentos trazidos pelas enxurradas, ou terem o efeito oposto, deixando para trás fragmentos de floresta madura. Numa escala menor, como por exemplo num segmento de rio, a mata ripícola pode assemelhar-se a um mosaico com todas as fases da sucessão florestal, albergando uma enorme diversidade de plantas e aves.

Os estádios maduros das florestas ribeirinhas, muitas vezes associados a uma exuberante vegetação em sub-coberto, não albergam quaisquer espécies de aves em particular. No entanto, algumas espécies ocorrem por vezes em abundâncias elevadas,

incluindo o papa-figos (*Oriolus oriolus*), pica-pau-malhado-pequeno (*Dendrocopos minor*) e papamoscas. Localmente, os bosques de salgueiro são o habitat do chapim-sibilino (*Parus montanus*) ou do chapim-de-faces-pretas (*Remiz pendulinus*). Nas fases mais precoces da sucessão, onde as plantas herbáceas e arbustos pioneiros são dominantes e o solo húmido promove uma vegetação hidrófila, uma avifauna menos comum pode ser encontrada: cartaxo-nortenho (*Saxicola rubetra*), pisco-de-peito-azul (*Luscinia svecica*), escrevedeira-dos-caniços (*Emberiza schoeniclus*), rouxinol-bravo e, por vezes, narceja-comum (*Gallinago gallinago*), assim como representantes das famílias *Rallidae* e *Anatidae*.

Conservação das aves ribeirinhas

Que espécies têm valor patrimonial?

Pelo menos 11 espécies florestais e 8 espécies aquáticas, constantes do Anexo I da Directiva-Aves da União Europeia nidificam em habitats ribeirinhos. Em França, por outro lado, dois terços das 34 espécies listadas no "Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas" e que nidificam no país podem ocorrer em matas ripícolas (Roché, 2002). No entanto, deve notar-se que na bacia do Mediterrâneo as espécies das florestas ribeirinhas são maioritariamente comuns e só algumas são realmente assinaláveis neste meio (o rolieiro *Coracias garrulus*, o chapim-de-faces-pretas, cegonhas e picanços *Lanius* spp.).

Que medidas de conservação de aves são necessárias?

As comunidades de aves ribeirinhas devem a sua riqueza e abundância à dinâmica natural do rio. Através dos processos de erosão e deposição de aluvião, o curso de água mantém e renova os habitats de numerosas aves. A primeira medida de conservação, portanto, deve ser a de proteger e, se necessário restaurar, estas dinâmicas, protegendo o regime natural dos caudais e a qualidade da água e mantendo o canal livre de construção.

Mais localmente, medidas complementares em pontos específicos são úteis para a protecção de áreas importantes para a nidificação de aves, tais como manter os barrancos suaves e abertos (para que o guarda-rios *Alcedo atthis*, o abelharuco *Merops apiaster*, a andorinha-das-barreiras *Riparia riparia* e

o mocho-galego *Athene noctua* tenham adequados locais de reprodução) e proteger e até mesmo manter uma vigilância sobre os bancos de cascalho e ilhotas, onde nidificam colónias de aves (especialmente *Sterna* spp.), com o intuito de evitar a perturbação provocada por visitantes na Primavera.



Figura 2.4.5 Faixas de matas ripícolas rodeadas de zonas húmidas são importantes para garças como a garça-branca *Egretta garzetta* (Photo: Jean Roché).

Em matas ripícolas, o ideal será preservar um mosaico com todos os estádios da sucessão. Se a área disponível é grande, o curso de água pode potencializar a manutenção desta diversidade por si só, através das dinâmicas de erosão e deposição. Se porventura for pequena, como no caso de manchas residuais de mata ripícola, ou se a dinâmica do rio tiver sido enfraquecida, plantações pontuais podem ser realizadas como forma de manter um equilíbrio entre a fases inicial e madura. Uma atenção especial deve ser dada à manutenção de árvores mortas, as quais disponibilizam locais de nidificação para muitas espécies cavernícolas, são boas fontes de alimento para aves insectívoras e oferecem bons poleiros para caçar ou pescar.

O pastoreio em matas ribeirinhas é por vezes praticado, embora não seja útil para as aves, pois destrói a vegetação rasteira onde muitas espécies arbustivas nidificam. Em terreno aberto, no entanto, a pastagem pode potenciar uma rica e diversificada fauna entomológica e pode contribuir para manter

os vários estádios de sucessão da floresta, servindo de suporte a inúmeras espécies.

À escala da paisagem, o papel das bandas de matas ribeirinhas como corredores ecológicos entre as florestas da cabeceira da bacia e as localizadas a jusante na planície, necessita de ser preservado e reabilitado, se necessário reconstruindo bandas ripícolas ou apenas faixas estreitas de árvores. Como é óbvio, esses corredores serão ainda melhores para as aves, se tiverem várias dezenas de metros de comprimento, se forem contínuos e altos (com árvores) e se apresentarem uma estrutura da vegetação composta por vários estratos verticais. No que respeita às zonas húmidas que, como vimos são uma importante fonte de alimento para as aves, a recomendação é no sentido de manter ou restabelecer a sua conectividade com o canal do rio. Esta acção é também útil para as matas ripícolas que, frequentemente, as circundam na medida em que dessa forma permanecem inundáveis.

Referências bibliográficas

Blondel J (1990) Biogeography and history of forest bird fauna in the Mediterranean zone. In: 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). In: 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. In: 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

As áreas ripícolas são habitats de extrema importância para a maioria das espécies de mamíferos Europeus. Essa importância é ainda maior nos ambientes Mediterrâneos, onde os Verões quentes e secos põem à prova as estratégias de sobrevivência dos mamíferos destas regiões.

As áreas ripícolas são habitats chave para as espécies que possuem hábitos de vida semi-aquáticos, como o visão-europeu (*Mustela lutreola*), a lontra (*Lutra lutra*), a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), os musaranhos-de-água (*Neomys anomalus* e *N. fodiens*), o castor (*Castor fiber*) e os ratos-de-água (*Arvicola sapidus* e a forma aquática de *A. amphibious*). Frequentemente estas espécies alimentam-se e reproduzem-se nestas áreas, movimentando-se preferencialmente ao longo dos corredores ripícolas.

A toupeira-de-água habita principalmente pequenos rios de montanha, de água limpa e oxigenada, normalmente associados à existência de vegetação ripícola, que providencia abrigo e locais de nidificação. Devido à degradação e à perda de habitat, a população global desta espécie tem vindo a diminuir. Segundo as categorias do Livro Vermelho da IUCN, na Europa esta espécie foi recentemente classificada como *Quase Ameaçada* (NT), estando legalmente protegida e figurando nos anexos II e IV da Directiva Habitats (92/43/CEE).

Os musaranhos-de-água habitam em zonas húmidas, em águas doces ou costeiras. No entanto, as áreas com vegetação ripícola estão entre as mais importantes para ambas as espécies, que frequentemente passam a totalidade do seu ciclo de vida neste tipo de ambientes. A espécie *N. fodiens* tem uma ampla distribuição e uma tendência populacional estável na Europa. Por outro lado, a espécie *N. anomalus*, cuja distribuição é mais Mediterrânea, poderá estar em declínio em algumas áreas de ocorrência.

Muitas das populações Europeias de castor estão a aumentar, em resultado da implementação de programas de conservação em vários locais da sua distribuição natural. Os castores adaptam-se bem a diferentes tipos de ambientes de água doce; no entanto, normalmente preferem habitats aquáticos inseridos numa matriz florestal, onde podem construir os seus abrigos.

Os ratos-de-água habitam uma ampla gama de habitats de água doce, incluindo ribeiros, rios,

canais de rega, lagoas, lagos e pauis. No entanto, a sua ocorrência depende da existência de uma camada densa e alta de herbáceas e/ou arbustivas nas margens, para que existam locais de abrigo, alimentação e reprodução. A tendência populacional global da espécie Mediterrânea *Arvicola sapidus* é de regressão.

A lontra (Figura 2.5.1) é um carnívoro semi-aquático que ocorre numa grande variedade de ambientes aquáticos, incluindo lagos, pauis, áreas costeiras rochosas e rios. Porém, a ocorrência de lontras em grande parte da sua área de distribuição está dependente da presença de vegetação ripícola. Os locais de reprodução de lontras nessas áreas estão frequentemente associados à presença de troncos mortos e cavidades entre as raízes das árvores; a disponibilidade destas condições pode ser um factor limitante para a ocupação e reprodução nas margens.



Figura 2.5.1 A lontra: uma espécie importante nas zonas húmidas Europeias.

O visão-europeu habita nas margens densamente arborizadas de rios, ribeiros e pauis, sendo raramente observado afastado de ambientes com água doce. Esta espécie é um dos mamíferos Europeus mais ameaçados, estando classificado como Criticamente em Perigo (CR) na União Europeia.

A lontra e o visão-europeu estão incluídos nos anexos II e IV da Directiva Habitats.

As alterações no habitat ripícola resultantes das actividades antropogénicas são a principal causa de declínio global ou local das populações de todas as espécies anteriormente mencionadas. A limpeza da vegetação para a canalização dos

curtos de água, a captação de água, a poluição difusa proveniente da agricultura e a degradação acentuada da qualidade da água (devido à indústria e a outras actividades humanas) conduzem à perda e degradação de habitat, sendo os principais factores a afectar negativamente as populações Europeias de mamíferos semi-aquáticos. A fragmentação do habitat resultante da construção de barragens e açudes é também um problema importante no que se refere à conservação das espécies, visto que esta prática promove o isolamento de algumas populações já de si pequenas. O restauro da conectividade entre populações fragmentadas, através da recuperação dos corredores ripícolas, é uma acção importante para inverter tendências populacionais negativas.

Outras espécies de mamíferos, que habitam outro tipo de habitats, poderão também depender das áreas ripícolas para completar o seu ciclo de vida, ou, pelo menos, para facilitar parte dele. De facto, a ocorrência de água e sombra proporciona micro-habitats e micro-climas que criam condições para uma maior biodiversidade e biomassa de plantas e insectos. Muitas espécies de pequenos mamíferos, incluindo o rato-do-campo (*Apodemus sylvaticus*), o rato-das-hortas (*Mus spretus*) e o musaranho-comum (*Sorex araneus*), podem beneficiar com esses recursos adicionais, concentrando-se nesses locais e atraindo para as zonas ripícolas predadores como as doninhas (*Mustela nivalis*), toirões (*Mustela putorius*), genetas (*Genetta genetta*) e raposas (*Vulpes vulpes*).

Porém, para o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) a humidade elevada e a abundância de insectos poderão ser factores limitantes para o seu estabelecimento em

zonas ripícolas. De facto, essas condições, para além de ser ecologicamente pobres para os coelhos, promovem a disseminação de doenças como a mixomatose e a doença hemorrágica viral. Estas doenças têm sido o principal factor que tem contribuído para o declínio do coelho-bravo em muitas áreas da Europa.

As condições climáticas mais amenas das zonas ripícolas (particularmente importantes durante os Verões mediterrânicos), quando comparadas com os habitats circundantes, e a disponibilidade de refúgios (troncos ocos e cavidades junto às raízes; pedras, madeira morta e destroços), torna-as boas áreas de nidificação para alguns morcegos arborícolas e mamíferos carnívoros, que tendem a usar estes habitats de forma intensiva.

A acumulação de sedimentos e folhada proporciona condições de solo adequadas para espécies fossoriais e semi-fossoriais. Deste modo, as toupeiras (*Talpa* sp.) e os ratos-cegos (*Microtus* sp.) encontram locais com uma profundidade de solo macio suficiente para construírem as suas galerias subterrâneas; nas regiões de clima Mediterrâneo estas espécies tendem a concentrar-se nas áreas ripícolas durante o Verão.

A forma linear típica das áreas ripícolas torna-as corredores naturais para a dispersão da maior parte das espécies de mamíferos e corredores principais para a troca genética. Deste modo, o seu papel como rotas de conectividade entre populações apresenta um valor ecológico incomparável, no que se refere à conservação da biodiversidade em todos os seus níveis.

Bibliografia

Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Krystufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralík 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)(disponível online em: <http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/index.htm>)



3

Avaliação da Qualidade
Ecológica das Paisagens
Ribeirinhas

As áreas ribeirinhas têm sido afectadas por múltiplos impactos de origem antropogénica, como por exemplo a regulação de caudais, mudanças no uso do solo e alterações climáticas. Esses impactos separaram os rios das suas respectivas planícies de aluvião, fragmentaram a cobertura florestal e favoreceram a expansão de espécies normalmente associadas a

locais mais elevados. Desta forma, na maioria dos sistemas fluviais, tem-se verificado um declínio da diversidade física e biológica dos sistemas ribeirinhos. O presente capítulo é baseado no nosso livro "Riparia" (Naiman *et al.*, 2005), sendo um resumo dos efeitos nos sistemas ribeirinhos dos impactos de origem antropogénica.

Uma abordagem histórica sobre alterações em ambientes ribeirinhos

A atitude do homem em relação às áreas ribeirinhas tem sofrido alterações ao longo dos séculos. Inicialmente, as zonas ribeirinhas eram locais bastante temidos, constituídos por arvoredo muito denso e impenetrável e consideradas prejudiciais à saúde devido às zonas húmidas nelas existentes. Mais tarde, foram transformadas e exploradas como férteis campos agrícolas e pastagens, sendo também despidas da sua vegetação para facilitar o reboque de barcos através de cordas, ou também florestadas com salgueiros que eram cortados regularmente para uso das comunidades locais (Décamps *et al.*, 1988). Durante o século XIX, as zonas ribeirinhas foram marginalizadas em resultado da construção de barragens e de diques artificiais (Petts, 1989). Só mais recentemente é que as zonas ribeirinhas têm sido consideradas dignas de conservação ou restauro.

Como consequência geral, a relação natural que existia entre as planícies inundáveis e os canais principais de muitos grandes rios da América do Norte e Europa

já não existe, estando a desaparecer rapidamente nos outros continentes. Os rios tem sido controlados e geridos para numerosos usos ao longo de quase 1000 anos, particularmente na Europa. Algumas das primeiras modificações tiveram lugar nos séculos XII e XIII, tendo como objectivo melhorar as condições de navegação e obter energia hidráulica (Tabela 3.1.1). Mais tarde, por volta de 1500 dC, começaram a ter lugar outro tipo de intervenções, nomeadamente a canalização de alguns troços de rios, intervenções para o controlo de cheias e conquista de terras. A construção de barragens para fornecimento de água teve início por volta de 1600 dC. Os impactos associados a todas estas actividades incluíam a pesca artesanal e poluição intensa, juntamente com a remoção de destroços lenhosos de grandes dimensões quando presentes nos leitos dos rios (Maser e Sedell, 1994). Em conjunto, estas e outras modificações nos rios e zonas de cabeceira modificaram grandemente as comunidades ribeirinhas (Tabela 3.1.2).

Regularização de caudais

As reacções das zonas ribeirinhas à regularização de caudais dependem do tipo de intervenção (especificações da barragem, diques e transvases) e das características geológicas e climáticas do local. As barragens provocam alterações no fluxo de nutrientes e migrações de organismos, os diques e as acções

de estabilização artificial de taludes criam barreiras entre os cursos de água e as zonas baixas inundáveis, os transvases podem reduzir ou aumentar os caudais dos rios (por exemplo, as transferências entre bacias hidrográficas), modificando dessa forma os regimes hídricos naturais dos mesmos.

A regularização de caudais a nível mundial

Alterações massivas a nível hidrológico – de forma a garantir água e energia para usos agrícolas, industriais e domésticos, ou para protecção contra cheias – alteraram as características das zonas ribeirinhas espalhadas pelo mundo. Uma proporção estimada de dois terços de toda a água doce que corre para os

oceanos é regularizada por cerca de 45000 grandes barragens, com mais de 15 m de altura (GWSP, 2004), 800000 barragens ligeiramente mais pequenas e literalmente milhões de outros obstáculos, como por exemplo charcos artificiais. As barragens de todo o mundo, por si só, armazenam 10000 km³ de água,

cerca de sete vezes mais o volume total de água de todos os rios e equivalente a uma camada de 10 cm de água espalhada sobre toda a superfície emersa do planeta. Adicionalmente, grandes trechos de muitos rios são ainda mais restringidos por diques artificiais. Por todo o mundo mais de 500000 km de vias navegáveis foram alteradas para esse fim e foram construídos mais de 63000 km de canais.

O grau de construção de barragens e estruturas associadas de regularização de caudais numa só bacia hidrográfica pode ser considerável (Rosenberg *et al.*, 2000). O Rio Columbia e os seus afluentes (Estados Unidos e Canadá) apresentam 194 grandes barragens, a bacia do Rio Danúbio (Europa Central) contém quase 200 albufeiras, onze grandes centrais hidroeléctricas e 200 albufeiras de diferentes tamanhos (inundando uma área de 26000 km²) foram construídas na bacia hidrográfica do Volga-Kama (Rússia) e foram construídas mais de 130 albufeiras na bacia do Rio Don (Rússia e Ucrânia), inundando 5500 km².

Exemplos de alteração de caudais na extensão, duração e frequência das inundações dos leitos de cheia podem ser encontrados a nível global. Após a

construção da barragem de Aswan (Egipto), o caudal anual do Rio Nilo diminuiu, as cheias anuais tornaram-se mais curtas, a contribuição da toalha freática para o caudal do rio tornou-se mais significativa e verificou-se uma alteração de vários meses no início do pico das cheias. A razão entre a taxa de escoamento máxima e mínima decresceu de 12:1 para 2:1, com consequências abrangentes ao nível da inundação das planícies aluviais. Actualmente, o Rio Senegal seca frequentemente durante a estação seca, enquanto que menos de 1% do caudal natural do Rio Colorado chega à sua foz. Actualmente, o Rio Murray, na Austrália, apenas descarrega 36% do seu caudal natural no mar, além de que a duração do período de inundação nas suas planícies de aluvião diminuiu de 2 meses para apenas alguns dias e o início da época de cheias passou da Primavera para o final do Verão. Os rios Nilo (Egipto), Ganges (Índia), Amu Dar'ya (Ásia Central), Syr Dar'ya (Ásia Central) e Amarelo (China) são afectados por problemas semelhantes e o centro dos Estados Unidos, o vale central da Califórnia, as planícies do Norte da China e grandes áreas da Índia sofrem os problemas da exploração excessiva dos lençóis freáticos (Postel, 1997, 2000).

O processo de “terrestrialização”

A regularização de caudais afecta a integridade das zonas ribeirinhas ao diminuir a altura da toalha freática, reduzir o fluxo lateral de água e materiais, acelerar e modificar os processos de sucessão vegetal e impedindo a formação de novos habitats (Ward e Stanford, 1995). Fundamentalmente a zona ribeirinha sofre um processo de “terrestrialização” que mina a sua vitalidade ecológica natural. Criam-se assim as condições para a substituição progressiva das espécies pioneiras existentes por espécies típicas de outros locais, menos produtivas, que invadem a planície de aluvião devido à melhoria artificial das

condições de estabilidade ambiental (Décamps, 1993). Em resumo, a regularização de caudais nas planícies de aluvião impõe condições de equilíbrio em comunidades naturalmente instáveis, afectando dessa forma a captação, instalação e sobrevivência de muitas espécies de árvores ripícolas, como os choupos e salgueiros (Rood *et al.*, 2003), ou favorecendo a propagação de espécies não nativas (Friedman e Auble, 2000). As alterações no regime de escoamento afectam também a fauna associada, através da inundação dos fundos dos vales ou da diminuição do caudal das ribeiras.

Sustentabilidade ecológica

A alteração dos regimes de escoamento é uma séria ameaça para a sustentabilidade ecológica dos rios e das planícies de aluvião a eles associadas (Naiman *et al.*, 2002, Nilsson e Svedmark, 2002). O regime de escoamento é o garante natural da integridade ecológica das zonas ribeirinhas, determinando a dinâmica das comunidades de vegetação ribeirinha e

dos processos ecológicos. Cada rio tem um regime de escoamento característico que redistribui o material orgânico e inorgânico, influenciando desta forma as comunidades vegetais nas zonas ribeirinhas. Desta forma, um dos grandes desafios da gestão das áreas ripícolas é conseguir utilizar o recurso “água” sem interferir nem influenciar o regime de escoamento

característico destas áreas, para que no longo prazo não se perca a capacidade de produção de bens e

serviços pelos sistemas ripícolas (Richter e Richter, 2000).

Alterações no uso de solo

Alterações no uso do solo têm consequências abrangentes sobre as zonas ripícolas, com efeitos ao

nível das amplitudes térmicas, do enriquecimento de nutrientes e espécies invasoras.

Regime térmico

As galerias ribeirinhas afectam a temperatura da água, influenciando desta forma a biologia dos cursos de água. Na Floresta Experimental H. J. Andrews, no Oregon (Estados Unidos), o abate de árvores provocou um aumento da temperatura máxima dos cursos de água na ordem dos 7°C (Johnson e Jones, 2000). O referido máximo ocorreu no início do Verão e as amplitudes diárias durante o mês de

Junho aumentaram em 6°C. Após 15 anos, o regime de temperaturas dos cursos de água regressou gradualmente a valores semelhantes aos que se verificavam antes do abate das árvores. Tal facto deveu-se à regeneração da floresta, o que melhorou a capacidade de regulação da radiação de baixo comprimento de onda e da capacidade de condução do calor nos solos terrestres.

Enriquecimento de nutrientes

Alterações nos ciclos globais de azoto (N) e fósforo (P) têm como resultado uma redução da capacidade de retenção de um ou mais desses elementos por parte das zonas ripícolas, com os consequentes efeitos a jusante, nomeadamente expansão de comunidades de algas tóxicas, hipoxia e morte de peixes (NRC, 2000).

Os organismos presentes nas planícies de aluvião são influenciados pelos nutrientes que entram nos cursos de água, quer ao nível da composição por espécies, quer ao nível da sua produtividade (Hanson *et al.*, 1994). Com o aumento da concentração de amónio nos solos ripícolas aumenta também a acidez dos mesmos, visto que, devido à actividade microbiana,

o amónio é convertido em nitrato, libertando-se iões de hidrogénio nesse processo. A subida da concentração de nitratos aumenta as emissões de óxidos nitrosos e também facilita a lixiviação de nitratos altamente solúveis para as linhas de água e aquíferos subterrâneos. À medida que esses nitratos (de carga negativa) se infiltram, arrastam com eles minerais alcalinos (de carga positiva), como o cálcio (Ca²⁺), o magnésio (Mg²⁺) e o potássio (K⁺). Deste modo, a interferência humana no ciclo do azoto não só provoca um aumento das perdas de azoto nos solos ribeirinhos, como também acelera a perda de cálcio e de outros nutrientes vitais para o crescimento das plantas.

Invasão de espécies

As zonas ribeirinhas são particularmente vulneráveis a invasões vegetais e é frequente observar a existência de elevadas percentagens de espécies não nativas em margens de rios perturbadas (DeFerrari e Naiman, 1994; Pyšek e Prach, 1994). Ao longo do Rio Adour (França), as plantas invasoras representam 25% do total das 1558 espécies presentes e, em determinados locais, podem constituir até 40% de todas as espécies

presentes (Tabacchi e Planty-Tabacchi, 2000). Apesar da existência de grandes diferenças ao nível do clima, diversidade de espécies e evolução do uso do solo, a proporção de espécies invasoras do Rio Adour é semelhante à que se verifica em rios da costa do Pacífico dos Estados Unidos e da África do Sul (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; Hood e Naiman, 2000). Devido às alterações generalizadas do uso do solo e do regime

hidrológico induzidas pelo homem, as manchas de choupo e salgueiro autóctones no sudoeste dos Estados Unidos estão a ser substituídas por espécies lenhosas não autóctones, como a oliveira-do-paraiso (*Elaeagnus angustifolia*) e a tamargueira (*Tamarix* spp.) (Cleverly *et al.*, 1997).

No entanto, é provavelmente impossível prever o resultado ecológico de qualquer possível introdução

de espécies exóticas. Apenas uma percentagem muito pequena de todas as espécies disponíveis apresentam um historial detalhado do seu comportamento e as tolerâncias fisiológicas necessárias para uma colonização bem sucedida. Todos os processos de colonização caracterizam-se pela existência de grandes variações e excepções.

Alterações climáticas

Existe um consenso cada vez maior de que um aquecimento substancial do clima da Terra iria dar origem, em média, a nebulosidade e precipitações mais elevadas, embora variando drasticamente de uma área para outra. Também se espera uma maior frequência de eventos extremos de precipitação, quer a nível local, quer a nível regional, sendo por

isso de prever um incremento dos riscos de cheias catastróficas (Milly *et al.*, 2002). Por outro lado, espera-se que em muitos locais ocorram secas severas (Milly *et al.*, 2002). A confirmação destas previsões irá colocar pressão adicional em ecossistemas já em risco, como os rios e áreas ribeirinhas a eles associadas.

Alterações no regime de temperaturas

Alterações no regime de temperaturas (por exemplo, temperaturas extremas, a sua duração e taxas sazonais de variação de temperatura) influenciam o crescimento e reprodução de muitas espécies. Adicionalmente, o aquecimento global já está a alterar o mapa de distribuição potencial das espécies, provocando o seu deslocamento para norte ou para cotas mais elevadas em zonas montanhosas, dependendo da presença de habitats adequados e da existência de corredores de dispersão adequados (Poff *et al.*, 2002). Pensa-se que um aquecimento de 4°C na temperatura da água nos ecossistemas actuais representaria uma movimentação dos regimes térmicos de cerca de 680 km para norte, o que acarretaria consequências importantes para as áreas ribeirinhas (Sweeney *et al.*, 1992).

A taxa de decomposição da material orgânica aumenta com o acréscimo de temperatura, devido ao aumento da actividade microbiana, o que pode provocar um incremento dos nutrientes disponíveis nos solos ribeirinhos (Dang *et al.*, 2007). Com o decorrer do tempo, até a água do lençol freático irá aquecer, afectando ainda mais as espécies ripícolas. Nas regiões mais a norte é provável que a temperatura da água no Inverno aumente em vários graus Celsius, fazendo recuar a cobertura de gelo e neve, assim como eliminando o permafrost, permitindo desta forma a invasão destas áreas por espécies adaptadas ao frio (Poff *et al.*, 2002).

Alterações na precipitação e regimes de escoamento

A composição e produtividade do sistema ribeirinhos irá sofrer alterações se, em resultado das alterações climáticas, ocorrer uma modificação dos padrões sazonais de escoamento sendo o momento e magnitude das cheias centrais neste processo (Poff *et al.*, 1997; Meyer *et al.*, 1999). Muitas das características evolutivas (por exemplo, estratégias reprodutivas) das espécies ribeirinhas e aquáticas desenvolveram-

se de forma a evitar ou tirar vantagem dos caudais elevados de Primavera. Por exemplo, para que a sua reprodução seja bem sucedida os choupos dependem do degelo da neve, que por sua vez irá dar origem a elevados caudais primaveris que vão inundar as planícies de aluvião (Rood e Mahoney, 1990; Auble *et al.*, 1994).

Outra consequência significativa da mudança de neve para chuva nos pontos mais altos ou nas bacias hidrográficas das latitudes mais a norte é a diminuição do caudal no final do Verão. Isso irá acontecer mesmo que a precipitação de Inverno aumente nas latitudes norte, pois a precipitação em excesso não será armazenada sob a forma de neve, não funcionando assim como uma fonte de escoamento para planaltos áridos, de forma a sustentar um caudal de base durante o Verão. Menos água no canal activo implica também menos água a fluir para o lençol freático adjacente à linha de água, sendo que este é importante para sustentar comunidades de lenhosas ribeirinhas (Stromberg *et al.*, 1996; Scott *et al.*, 1999). Desta forma, são de esperar alterações evidentes na composição e produtividade das comunidades ribeirinhas.

Em muitas áreas, mesmo que as cheias aumentem em magnitude e frequência, o degelo antecipado e as temperaturas superiores podem ainda dar origem a reduções do escoamento de estiagem. Adicionalmente, algumas áreas podem tornar-se mais secas, tornando as condições mais difíceis para os cursos de água e sistemas ripícolas. Nos grandes rios, muitas comunidades aquáticas estão parcialmente dependentes das planícies de aluvião adjacentes, quer para zonas de refúgio e crescimento para pequenos peixes, quer devido à exportação sazonal de nutrientes destas áreas para o rio. Se em resultado da redução do caudal estas planícies de aluvião perderem a sua ligação ao rio, isso vai ter reflexos negativos na produtividade e diversidade aquáticas.

Conclusão

A interferência humana no ciclo global da água, através de alterações na ocupação do solo, urbanização, desenvolvimento industrial e gestão dos recursos aquáticos, tem impactes hidrológicos que vão além dos resultantes do efeito de estufa (Rosenberg *et al.*, 2000; GWSP, 2004; Kabat *et al.*, 2004). Certamente que o impacto acumulado destes factores é importante, sendo a projecção futura da resposta dos ecossistemas aquáticos às alterações climáticas condicionada pela incerteza de como a humanidade vai interagir com as mudanças nos rios e ambientes

ribeirinhos. Actividades humanas, como os transvases, sobre-exploração dos lençóis freáticos e a construção de diques e albufeiras, alteraram muitos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Essas alterações modificaram os processos naturais e fragmentaram a paisagem aquática, tornando a circulação entre ecossistemas mais difícil e aumentando a vulnerabilidade de todo o sistema aos problemas relacionados às alterações climáticas. A gestão sustentada, conservação e restauro dos rios e respectivos ambientes ribeirinhos é um grande desafio para este século.

Tabela 3.1.1 Cronologia da regularização de rios na Europa (adaptado de Petts, 1989).

Ano	Sequência Histórica	Marcos significativos	Outros impactos
1250	- Açudes para energia hidráulica - Criação de vias navegáveis	- Rápida disseminação na Flandres, Alemanha, França, Itália e Inglaterra 1398: Primeiro canal artificial regulado através de comportas (Rio Stecknitz, Alemanha) 1400: Bertola projectou a canalização do Rio Adda (Itália) 1497: Leonardo projectou a primeira eclusa, com comportas auto-selantes (mitre-gates) Verona (Rio Adige) e Florença (Rio Arno) criaram autoridades ribeirinhas 1550: Lupicini projectou defesas contra cheias para o Rio Pó	Pesca artesanal
1500	- Controlo de cheias e drenagem para conquista de terras - Tem início a ciência de regularização de rios	- Dragagem utilizando a tecnologia da corrente sem fim, desenvolvida em 1561 - Eclusas tornam-se comuns - Pequenos rios são canalizados (ex., Rio Yevre, França e Rio Havel, Alemanha) 1577–1643: Castelli (Fundador da hidráulica moderna) 1594: Barragem de Alicante (em pedra, com 41 m de altura) 1692: Conclusão do canal de Languedoc (França) - Guglielmini (1697) e Baratteri (1699) utilizam abordagens científicas para a regularização de rios	- Pesca artesanal 1616: Problemas de poluição no Rio Tamisa (Inglaterra)
1750		- Canalização de grandes rios (ex., Rio Oder, Europa Central) - Rio Guadalquivir (Espanha): distância para Sevilha reduzida em 50 km (40%) - Disseminação de barragens de abastecimento de água (em terra batida) nas cabeceiras dos rios	- Pesca artesanal e comercial - Poluição
1850	- Drenagem generalizada das planícies de aluvião - Expansão de barragens de abastecimento de água	- Rios principais canalizados (ex., troço do Rio Reno na Alsácia, troço do Rio Rhône nos Alpes) 1845: Rio Tisza (Europa Central) encurtado em 340 km, 12,5 x 10⁶ ha de terra reclamados 1849: 4 x 10⁶ ha de planície de aluvião reclamados ao Rio Danúbio, ao longo de um troço de 230 km - Barragens em pedra (50 m de altura) nas cabeceiras dos rios tornam-se comuns 1898: Barragem para produção de energia hidroeléctrica em Rheinfelden (Rio Reno, Alemanha)	- Rio Tamisa (Inglaterra) severamente poluído - Pesca excessiva
1900	- Barragens hidroeléctricas - Barragens para regularização de rios - Controle dos rios	1937: Primeira albufeira com 1,000 x 10⁶ m³: Ivankovo, R. Volga (1,120 x 10⁶ m³) 1941: Primeira albufeira com 25,000 x 10⁶ m³: Rybinsk, R. Volga (25,400 x 10⁶ m³) 1950: Primeira barragem com 150 m de altura: Noce-Aldigo, Itália 1955: Primeira albufeira com 50,000 x 10⁶ m³: Barragem V. I. Lenin, R. Volga (58,000 x 10⁶ m³) 1957: Primeira barragem com mais de 200 m de altura: Barragem Mauvoisin, Suíça (237 m de altura) 1961: Primeira barragem com mais de 250 m de altura: Barragem Vaiout, Itália (262 m de altura) 1962: Barragem Grand Dixence, 285 m de altura, Suíça	- Poluição intensa generalizada - Conservação

Tabela 3.1.2 Principais tipos de alterações ambientais de origem antropogénica e seus efeitos nos ambientes ribeirinhos (adaptado de Naiman *et al.*, 2005).

Alteração Ambiental	Efeitos Principais nos Ambientes Ribeirinhos
- Regulação de Escoamento - Regime Escoamento - Barragens - Captações - Canalização e Dragagem - Diques	- Modifica a composição das comunidades e os processos de sucessão; alterações no ciclo de vida - Lótico para lântico; inundação a montante da barragem; alterações nos regimes de escoamento, nutrientes, sedimentos e temperatura a jusante da barragem - Reduz altura lençol freático; altera regime escoamento; diminui a taxa de recarga do aquífero aluvial; simplificação do sistema - Reduz altura lençol freático; desseca a floresta ribeirinha, causando "terrestrialização" e alterações na composição das comunidades; possível declínio na biodiversidade - Separam o rio da sua planície de aluvião, reduzindo desta forma a conectividade hidráulica lateralmente e verticalmente. Constringe a criação de novos leitos; altera as trajetórias sucessionais ribeirinhas
- Uso do Solo - Cobertura Vegetal - Espécies Invasoras - Gestão de Recursos	- Modifica o albedo e as respostas ao clima; altera o microclima local e as trajetórias de sucessão - Introgressão e hibridação; aumento da competição por espaço e recursos; podem reduzir a biodiversidade - Normalmente altera as trajetórias de sucessão e a composição das comunidades
- Clima - Precipitação - Temperatura	- Modifica todo o regime de escoamento, as trocas de água entre o lençol freático e a superfície e a estabilidade e morfologia do leito - Alterações no ciclo de vida ribeirinhas

Bibliografia

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, Fortuné M, Gazelle F, Pautou G (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1:163–173

DeFerrari 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. In: Wohl EE (ed). *Inland Flood Hazards: Riparian and Aquatic Communities*, 219–237. Cambridge University Press, Cambridge

GWSP (Framing Committee of the GWSP) (2004) The Global Water System Project: Science Framework and Implementation Activities. Earth System Science Partnership: Stockholm, Sweden (disponível online em: <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, Meybeck 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 ME (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
- NRC (National Research Council) (2000) *Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Pollution*. National Academy Press, Washington, DC
- Petts GE (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? In: De Waal LC, Child LE, Wade PM, Brock JH (eds). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, 19–26. J. Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom
- 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 forests downstream from dams in western prairies: Probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management* 14:451–464
- 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 HD (1992) Climate change and the life histories and biogeography of aquatic insects in eastern North America. In: 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. In: 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

Introdução: compreender o papel e o conceito de paisagem

A necessidade de avaliar e gerir as paisagens específicas da Europa, numa perspectiva de herança cultural e natural, tem sido salientada desde o início dos anos de 1990, em documentos estratégicos como o *Dobris Assessment* (Stanners e Bourdeau, 1995), a Estratégia Pan-Europeia para a Conservação da Diversidade Biológica e Paisagística [*Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy*] (Council of Europe, 1996), o *Action Plan for European Landscapes* (ECNC, 1997) e a Convenção Europeia da Paisagem [*European Landscape Convention*] (Council of Europe, 2000). Mais recentemente, tem sido realçada a necessidade de reconhecer e respeitar o carácter da paisagem em cada local específico, juntamente com a necessidade de envolver intervenientes locais e integrar objectivos a diferentes níveis, de modo a manter ou criar paisagens multifuncionais (O'Riordan e Voisey, 1998; Council of Europe, 2000).

O conceito de paisagem é considerado de formas diferenciadas, consoante as muitas disciplinas e abordagens diferentes que lidam com ele. A ecologia da paisagem, através duma abordagem integrada, considera a paisagem como um sistema complexo, permanentemente dinâmico, onde diferentes factores naturais e culturais influenciam-se entre si

e alteram-se com o tempo, determinando e sendo determinados por uma estrutura global (Forman e Godron, 1986; Zonneveld, 1990; Naveh e Lieberman, 1994). No entanto, para lá das características mais objectivas, ou materiais, a paisagem possui também uma componente subjectiva, mais relacionada com o observador e as suas opiniões (Nassauer, 1997; Palang e Fry, 2003); desta forma, a compreensão holística da paisagem inclui também o aspecto perceptivo (Antrop, 1999). A paisagem combina aspectos culturais e naturais, expressando e apoiando simultaneamente a interacção espacial e temporal do Homem com o Ambiente, em toda a sua diversidade e criatividade (Green, 2000; Wolters, 2000).

Em termos analíticos, é importante considerar e distinguir entre as diferentes dimensões (Brandt, 1998; Lorzing, 2001), como demonstrado na Figura 3.2.1: (a) a paisagem potencial, associada com características biofísicas naturais; (b) a paisagem das actividades humanas, relacionada com os sistemas e opções de uso do solo; e (c) a paisagem da mente e dos interesses, a *mindscape*. Ainda que para uma gestão multifuncional da paisagem tudo deva ser integrado, frequentemente cada disciplina foca-se em cada uma destas dimensões.

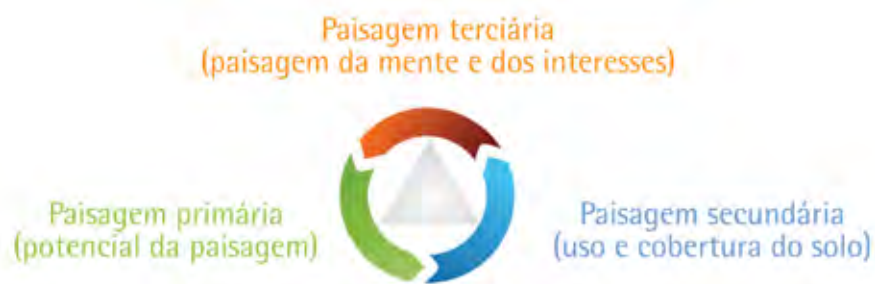


Figura 3.2.1 O conceito de paisagem: diferentes dimensões e níveis de abordagem (adaptado de Brandt, 1998).

Analizando a paisagem e os seus elementos constituintes

Na ecologia da paisagem, a análise é muito frequentemente centrada na dinâmica e arranjo espacial da ocupação do solo, incluindo as suas causas e consequências, sendo desta forma fundamental a compreensão dos padrões (Haines-Young, 2005). A ocupação do solo é um processo interessante, pois é altamente dinâmica, e expressa as actividades humanas, modelando a paisagem através do uso do solo. O modelo matriz-corredor-mancha (Forman e Godron, 1986; Forman, 1995) é frequentemente adoptado, segundo o qual as paisagens são representadas como matrizes (Figura 3.2.2.a.), que são constituídas por: a) mosaicos, consistindo no agrupamento de diferentes manchas, e b) redes, consistindo no agrupamento dos corredores. É sobre este paradigma que são construídas muitas das ideias fundamentais, assim como as ferramentas e metodologias da ecologia da paisagem (McGarigal e Cushman, 2005). Estes conceitos são na sua maioria resultantes de estudos realizados em paisagens agrícolas da América do Norte e do Noroeste da Europa, com um uso do solo intensivo e especializado, por oposição ao Mediterrâneo e outras paisagens complexas, que divergem desta estrutura simplista (Haines-Young, 2005). Normalmente a ocupação do solo é ilustrada utilizando mapas categóricos, sendo classificada em classes discretas de ocupação do solo; as manchas e corredores são delineados segundo

essas classes, através da interpretação visual de fotografias aéreas.

No entanto, em paisagens mais confusas, com gradientes contínuos em termos de ocupação do solo (e.g. as paisagens agro-silvo-pastoris da Península Ibérica, Figura 3.2.2.b.), a definição de manchas através duma classificação discreta tem muito de julgamento pessoal, e necessita de regras estritas (van Doorn e Pinto-Correia, 2007). Aqui, o delineamento das classes categóricas de ocupação do solo corre o risco de ser uma representação pobre da verdadeira heterogeneidade da paisagem (McGarigal e Cushman, 2005); no entanto, a adopção duma abordagem por gradientes para o mapeamento da cobertura do solo padece do facto das ferramentas necessárias para esse processo estarem geralmente indisponíveis, ou ainda pouco desenvolvidas (Haines-Young, 2005).

Em qualquer tipo de padrão de paisagem, quer aquelas que têm fronteiras claras, quer aquelas mais difusas, os corredores ripícolas são elementos reconhecíveis, que se diferenciam da envolvente devido à sua forma e textura, bem como devido à sua estrutura geral como sistema. Estes são corredores que moldam e estruturam a paisagem, a diferentes escalas, e através dos quais são processados importantes fluxos de energia, matéria e espécies (Saraiva, 1999).



Figura 3.2.2 Descrição de paisagens: diferenças entre: a) paisagens com usos do solo intensivos e especializados, com fronteiras claras e matriz bem definida, manchas e corredores; e b) paisagens com sistemas de usos do solo extensivos e pouco claros, onde a matriz não é clara e onde as manchas constituintes do mosaico, apesar das fronteiras pouco claras, têm de ser identificadas através de análise recorrendo a critérios pré-definidos.

As galerias ripícolas como corredores estruturantes e diversificadores na paisagem

Os diferentes tipos de cursos de água, juntamente com os corredores ripícolas associados, têm importantes funções de regulação, habitat e produção na paisagem (de Groot, 2006); são particularmente importantes as funções de drenagem, retenção da água, transporte e armazenamento de matéria, escoamento e armazenamento de energia, apoio dos recursos genéticos, auto-limpeza, disponibilidade de habitats e contribuição para o nivelamento de diferenças climáticas (Bastian e Steinhardt, 2002). Quanto mais importante for o curso de água e a galeria ripícola associada, mais relevantes serão as suas funções. Uma análise detalhada da ecologia paisagística dum curso de água inicia-se na bacia hidrográfica, desde a nascente, examinando os elementos bióticos e abióticos de todo o curso de água e respectivos afluentes.

Adicionalmente, os cursos de água contribuem para a conectividade ao nível da paisagem, visto que estão estruturados como uma rede, característica relevante para quase todas as espécies animais. Os corredores ripícolas bem desenvolvidos e estruturados apresentam uma estrutura diversificada, uma zona interna e outra externa e diversos componentes, incluindo a presença de água; este conjunto aumenta o seu interesse ecológico e a contribuição para a conectividade, quando comparado com corredores mais simples, como as formações arbustivas densas. A eficiência do corredor depende acima de tudo das espécies em questão, mas geralmente são importantes a estrutura da vegetação (estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos), a largura do corredor, a estrutura da orla e a composição das espécies. A densidade dos corredores e o número de intersecções é também fortemente relevante, independentemente do contexto paisagístico. Por outro lado, num mosaico do tipo matriz-mancha-corredor, é mais fácil de determinar a importância dos corredores, sendo que estudos anteriores demonstraram que, quando a fragmentação é maior, o papel dos corredores é mais relevante (Burel e Baudry, 1999). No entanto, deve ser salientado que ainda existe uma necessidade de desenvolvimento do conhecimento sobre a função exacta dos corredores na redução

dos efeitos da fragmentação em diferentes padrões paisagísticos. Tal situação é particularmente evidente em padrões difusos, onde o gradiente poderá ser mais relevante para o comportamento das espécies do que a distribuição das manchas e do que os corredores de ligação (Haines-Young, 2005). Como já foi referido na secção anterior, o padrão, incluindo manchas e corredores, devem ser considerado pelos ecologistas da paisagem mais como uma variável exploratória, cuja análise deve iniciar-se com a consideração dos processos ecológicos (Wu e Hobbs, 2000). Ainda que com todas estas limitações, está provada a relevância do papel dos corredores ripícolas no comportamento de muitas espécies, quer como habitat, quer como elemento de ligação (Burel e Baudry, 1999).

Noutra perspectiva, os corredores ripícolas também asseguram uma panóplia de informações e de funções de transporte, como referido por de Groot (2006): (a) têm um papel estético, ético e social, visto que contribuem, frequentemente de uma forma notável, para a beleza e diversidade da paisagem, e consequentemente para a sua apreciação por vários tipos de utilizadores; (b) estão envolvidos na educação e formação; e (c) são usados de diferentes formas para educação (Bastian e Steinhardt, 2002). A presença dum corredor ripícola bem constituído aumenta a diversidade do mosaico e é um elemento estruturante que melhora a atractividade da paisagem, especialmente em áreas rurais abertas e semi-abertas. Tal é válido para paisagens agrícolas, mas também, claramente, para paisagens dominadas por ambientes urbanos, onde este tipo de corredores é frequentemente o único restante dos anteriores elementos naturais. Os cursos de água e os seus corredores ripícolas, com a sua estrutura em rede fortemente relacionada com o relevo e a morfologia, mas também com a capacidade e uso do solo, podem ser considerados uma espécie de coluna vertebral da paisagem. Deste modo, a presença da vegetação ripícola em diferentes tipos de contextos auxilia o observador na leitura e compreensão da paisagem, para além da qualidade estética para a qual também contribui.

Considerações finais: o desafio da multifuncionalidade na gestão integrada da paisagem

Nos últimos anos a multifuncionalidade emergiu como um conceito chave, reflectindo a transição duma compreensão produtiva do meio rural para uma compreensão pós-produtiva do mesmo (Wilson, 2000); também é o reflexo das expectativas crescentes que os vários sectores desenvolveram sobre as paisagens rurais, para além das funções anteriormente conhecidas de produção de alimento, matéria-prima têxtil e local de vida da população rural. Os espaços rurais evoluíram de espaços de produção para essencialmente espaços de consumo. Outras funções são agora reconhecidas pela sociedade, como a conservação de espécies, habitat cinegético, qualidade da água, apoio ao recreio e à manutenção da identidade cultural; essas funções são asseguradas pelas diferentes unidades espaciais, em combinado ou separadamente. As funções podem ser definidas como os bens (removíveis) e os serviços (não removíveis) fornecidos pela paisagem, que, de uma maneira geral, satisfazem a necessidades, exigências e expectativas dos humanos, sendo desta forma valorizados pela sociedade (de Groot, 2006).

Desta forma, através da procura social para estas várias funções, a multifuncionalidade surgiu como o novo paradigma para a gestão e estratégias da paisagem, frequentemente baseada na assumpção que mais multifuncionalidade resulta em maior sustentabilidade, mesmo que a relação entre estes dois conceitos raramente seja explicitamente mencionada pelos estudos (OECD, 2001).

Os corredores ripícolas têm uma contribuição positiva para a maioria das funções da paisagem acima mencionadas. A densidade da rede e o estado do corredor, principalmente no que diz respeito à estrutura, diversidade e continuidade da vegetação, bem como à qualidade da água, são factores relevantes para uma maior multifuncionalidade. Como tal, as estratégias de gestão integrada que tenham como objectivo a multifuncionalidade da paisagem deverão considerar de uma forma particular os corredores ripícolas, considerando duma forma integrada todas as suas dimensões e variações temporais e espaciais (Saraiva, 1999).

Bibliografia

- 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. In: 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, Montemor-o-Novo, Portugal, 25-28 March
- Burel F, Baudry J (1999) *Ecologie du paysage. Concepts, Méthodes et Applications*. Editions TEC&DOC, Paris
- Council of Europe (2000) *European Landscape Convention*, T-Land (2000) 6, Strasbourg
- Council of Europe, UNEP and ECNC (1996) *The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. A Vision of Europe's Natural Heritage*. The Netherlands
- 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
- ECNC (1997) *Action Theme 4: European Landscapes. Draft Action Plan for European Landscapes*. European Centre for Nature Conservation, Tilburg
- Forman RTT (1995) *Land mosaics, the ecology of landscapes and regions*. Cambridge university press, Cambridge
- Forman R, Godron M (1986) *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons. New York
- Green BH (2000) Policy, planning and management initiatives in European cultural landscape conservation. In: Klijn J, Vos W (eds). *From Landscape Ecology to Landscape Science*, 57-72. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston and London
- Haines-Young R (2005) Landscape Pattern: context and process. In: 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. In: Wiens J, Moss M (eds). *Issues and perspectives in Landscape Ecology*, Cambridge University press 112-119
- 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
- OECD (2001) *Multifunctionality, Towards an Analytical Framework*. Organization for Economic Cooperation and Development, 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) Differences in land cover interpretation in landscapes rich in cover gradients: reflections based on the montado of South Portugal. *Agroforestry Systems* 70:169-183

Wilson GA (2000) From productivism to post-productivism and back again? Exploring the un(changed) natural and mental landscapes of European agriculture. *Trans.Inst.Br.Geogr.*, 26:77-102

Wolters AR (2000) The action plan for European landscapes; a challenge for science and policy. In: Klijn J, Vos W (eds). *From Landscape Ecology to Landscape Science*, 129-137. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston and 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. In: Forman F, Zonneveld IS (eds). *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New York

Introdução

A degradação continuada das galerias ribeirinhas levantou a necessidade de avaliar a sua biodiversidade e integridade ecológica (Postel, 1998; Baron *et al.*, 2002). A protecção dos rios e das suas áreas ripícolas depende de uma gestão eficaz (Gordon *et al.*, 2004), que por sua vez necessita de informações precisas e concisas sobre a condição desses sistemas (Holling, 1978; Ringold *et al.*, 1996). Para além disso, é provável que as questões relativas aos recursos aquáticos e ripícolas se tornem mais complexas no futuro (Simonovic, 2002), necessitando de esforços de avaliação e gestão à escala apropriada (Verdonschot 2000). Ainda que a legislação e as práticas actuais tenham como objectivo regular as actividades humanas que têm impactos sobre os sistemas ribeirinhos, frequentemente essas ferramentas governativas são limitadas pelo conhecimento inadequado sobre a ecologia dos corredores ribeirinhos, interesses antagónicos, bem como políticas, infra-estruturas e instituições ineficazes (Page e Kaika, 2003).

Um dos principais problemas na protecção de rios e áreas ribeirinhas é a falta de informação ecológica relevante sobre estes sistemas, à escala onde a maioria das actividades de gestão e restauro têm lugar, estações com características de corredor ribeirinho (Palmer *et al.*, 2005). A informação duma estação de amostragem fornece dados sobre os atributos de troços ribeirinhos específicos, como a estrutura florestal, riqueza de espécies, alterações de origem antropogénica, etc. Tradicionalmente têm sido realizados estudos de campo de longa duração para recolher e mapear esse tipo de informação, com particular ênfase em áreas protegidas. No entanto, as áreas ripícolas podem prolongar-se ao longo de extensas redes lineares, que frequentemente se encontram no exterior de áreas protegidas; por essa razão muitas áreas ripícolas estão por estudar, encontrando-se mal geridas e estando o seu valor de conservação sub-avaliado. Por outro lado, muitos estudos específicos de um determinado local são compilações estáticas de dados e não reflectem as dinâmicas características próprias das zonas ripícolas. Consequentemente, são frequentemente necessários programas de monitorização para determinar tendências ao longo do tempo da variabilidade natural, bem como dos atributos de conservação e dos impactos antropogénicos.

Ao longo das últimas duas décadas têm surgido e evoluído diferentes técnicas envolvendo avaliações de campo expeditas. Essas técnicas apresentam os procedimentos estandardizados para a recolha e compilação de dados físicos, químicos e biológicos

relevantes, através estimativas visuais e medições realizadas por técnicos habilitados. Os protocolos de avaliação expedita são úteis, quer para determinações únicas, quer para repetidas avaliações, no âmbito de uma monitorização. De facto, é provável que a utilização de procedimentos de avaliação expedita tenha auxiliado na alteração da ênfase das monitorizações, evoluindo de estudos intensivos numa determinada área para avaliações regionais mais abrangentes, em múltiplos locais (Goldsmith, 1991; Norris e Thoms, 1999).

Ainda que reconhecendo as suas limitações na disponibilização de informação de base aplicável em investigação, os métodos de análise visual expedita foram desenvolvidos principalmente como um mecanismo pouco dispendioso e fácil de usar (Lenat e Barbour, 1993; Resh e Jackson, 1993; Resh *et al.*, 1995; Sayer *et al.*, 2000). A maior parte dos protocolos expeditos de avaliação tentam esclarecer questões relacionadas com a conservação, centrando-se na obtenção de informação crítica, que não pode ser conseguida através de detecção remota, avaliações de gabinete ou técnicas de análise espacial. Adicionalmente, os protocolos expeditos de avaliação providenciam informação e generalizações básicas ao nível da estação de amostragem, que são mais facilmente compreendidas pelos gestores de recursos, tomadores de decisão e pelo público em geral (Gowns *et al.*, 1997; Bjorkland *et al.*, 2001). A utilização, por parte de organizações não governamentais e voluntários treinados, de protocolos de avaliação expeditos e fáceis de usar para acções de monitorização, educação e sensibilização tem um importante papel nas campanhas de conservação (Middleton, 2001; Newton, 2001; Palmer *et al.*, 2005). A avaliação expedita das condições ripícolas numa estação de amostragem pode providenciar informações relevantes, de forma a auxiliar a prioritarizar quais os troços ribeirinhos que necessitam de uma gestão específica, de protecção ou de acções de restauro (Greenwood-Smith, 2002; Gibbons e Freudenberg, 2006).

Este texto sintetiza alguns dos procedimentos da avaliação expedita para a monitorização de sistemas ripícolas. Este resumo cinge-se aos procedimentos que podem ser realizados expeditamente, no solo, e que utilizem avaliações de campo à escala do troço ou da estação do corredor ribeirinho. São discutidos: a) definições de avaliação expedita e de monitorização; b) categorização da informação ecológica; c) delineamento do protocolo; e d) gestão de dados e abordagens de comunicação.

Análise visual expedita em sistemas ripícolas

O estudo de áreas ripícolas pode incluir a recolha de dados sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas, a descrição das comunidades biológicas, composição e processos geomórficos, relações ecológicas e o impacto das influências antropológicas. No entanto, o estudo sistemático destas áreas é dificultado por factores de base que influenciam a sua estrutura e função: heterogeneidade espacial e temporal em múltiplas escalas; a natureza dinâmica desses ecossistemas; e a influência de processos externos ou extrínsecos, frequentemente numa escala mais alargada (Odum, 1999). Deste modo, é usual que a informação ao nível da estação seja insuficiente ou inexistente e que as decisões de gestão que afectam a saúde e integridade ripícola sejam tomadas na ausência de dados ecológicos fiáveis; esta situação é particularmente severa fora das áreas ripícolas protegidas (Petersen, 1992; Munné *et al.*, 2003; Gordon *et al.*, 2004).

As avaliações expeditas, muitas vezes com uma atribuição de recursos mínima, podem providenciar instantâneos das condições ambientais, sendo a obtenção de informação através de visitas ao local muito importante, mesmo que a mesma não seja detalhada ou inclua apenas alguns componentes chave do ecossistema (e.g., ocorrência de espécie não autóctones, composição das espécies arbóreas ou regimes de perturbação). Ainda que actualmente seja comum a utilização da detecção remota e dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para a caracterização geral duma área de interesse, bem como para facilitar a análise e disseminação da informação, a obtenção de informação específica para a estação em estudo pode melhorar significativamente os dados ambientais gerais sobre os valores de conservação que não possam ser determinados somente através dessas ferramentas (Feinsinger, 2001).

A utilização duma "avaliação especializada" com formação adequada é crucial para muitos aspectos da avaliação expedita, sendo que são as pistas visuais fornecidas por indicadores específicos que formam a base desde procedimento de análise. As avaliações baseadas em pistas visuais diferem de outras metodologias de estação de amostragem, que apenas se centram em medições quantitativas, de três modos: (1) essas avaliações tendem a ser amplas, incorporando muitos atributos ripícolas e/ou ribeirinhos; (2) são sistemáticas e estandardizadas num amplo leque de condições e ambientes; (3) os

dados são agregados de forma consistente, para que possam dar origem a um descritor (ou pontuação) qualitativo ou semi-qualitativo da condição do sistema ripário ou ribeirinho (Winger *et al.*, 2005; Sutula *et al.*, 2006).

As metodologias visuais expeditas utilizam situações de referência para caracterizar os níveis de qualidade, de modo a avaliar as condições ripícolas. Assume-se que podem ser avaliadas medidas específicas de condições ecológicas visíveis, em relação com um nível especificado ou condição de referência (Sutula *et al.*, 2006). Deste modo, a "abordagem através duma condição de referência" necessita de informação de base sobre a estrutura e funcionamento de diferentes tipos de zonas ripícolas no seu estado "natural". Se não existirem zonas ripícolas naturais, servem de referência os sistemas ripícolas pouco perturbados ou quase naturais. Os procedimentos de avaliação baseados em referências agregam as variáveis de forma sistemática num sistema de pontuação, sendo a classificação calibrada segundo a condição de referência que caracteriza a melhor condição possível ou estado quase natural de um sistema em particular (Ferreira *et al.*, 2002). Deste modo, é necessário conhecer as condições de referência para que possam ser utilizadas como bitola para avaliações baseadas em indicadores.

Os protocolos expeditos de avaliação diferem entre si pela ênfase que dão ao domínio geográfico e características de interesse. Por exemplo, alguns protocolos centram-se apenas na vegetação ripícola, enquanto que outros avaliam simultaneamente características ripícolas e do rio, de modo a fornecer um sumário geral da saúde do corredor ribeirinho. Todos os procedimentos de análise visual expedita envolvem a recolha de dados da estação de amostragem, durante o qual são realizadas estimativas visuais e medições ao longo de um troço pré-seleccionado do corredor ribeirinho. A estação de amostragem avaliada é um ponto específico junto a um rio, ou uma parcela longitudinal (ou transecto) e pode variar entre os 50 e os 500 metros de extensão. A maioria das avaliações de campo pode ser realizada demorando entre 20 a 50 minutos por local.

Frequentemente as avaliações visuais envolvem estimativas subjectivas ou semi-quantitativas em vez de medições precisas. As avaliações expeditas podem ter menos precisão ou podem sacrificar a

obtenção de informação ecológica pormenorizada, relativamente a outros procedimentos de medição mais detalhados; ainda assim, são normalmente mais eficientes para detectar condições ou tendências numa área geográfica mais alargada do que outras abordagens de estudo mais pormenorizadas (Ward *et al.*, 2003; Winger, 2005). As avaliações expeditas

providenciam algumas das ferramentas mais valiosas para monitorizar áreas ripícolas porque podem ser aplicadas numa grande quantidade de ambientes ripícolas diferentes, são estandardizadas, estruturalmente simples e são conservadoras ao nível da exigência de recursos.

Tabela 3.3.1 Categorização simples de protocolos expeditos de avaliação populares.

Tipos	Características	Exemplos de aplicações	Referências
Levantamentos	Inventário dos atributos bióticos	Inventários dos conjuntos de espécies	- Amostragem de vegetação (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974; Brown, 2000) - Condições ripícolas de referência (Ferreira <i>et al.</i>, 2002)
Bio-avaliação	Bio-avaliação baseada em índices	Índices de integridade biótica	Índice de Integridade Biótica de Zonas Húmidas (IBI) (USEPA 1998; Karr and Chu 1999)
Avaliações hidrogeomórficas	Inventário dos atributos abióticos / Protocolos abióticos baseados em índices	Inventários geomórficos fluviais/ levantamentos para determinação da erosão dos taludes marginais	Avaliação hidrogeomórfica (HGM) (Brinson 1996)
Avaliações híbridas	Protocolos híbridos baseados em índices	Avaliações das condições aquáticas e ripícolas	- Inventário Ripícola, do Leito e Ambiental (RCE) (Petersen 1992) - Avaliação do Habitat Ribeirinho (RHS) (Raven <i>et al.</i> 1998) - Qualidade da Floresta Ripícola (QBR) (Munné <i>et al.</i> 2003) - Protocolo de Avaliação Visual de Rios (SVAP) (Bjorkland <i>et al.</i> 2001)

Definições de monitorização

A monitorização é um esquema de avaliação que envolve simultaneamente uma dimensão espacial e temporal (Brown, 2000) e pode ser considerada uma extensão natural dum procedimento de avaliação expedita. No entanto, a existência de muitas definições de monitorização criou confusão, especialmente em literatura sobre políticas de gestão e conservação (Spellerberg, 1991; Irvine, 2004). Para auxiliar a simplificar as diferentes definições de monitorização podem ser consideradas duas "categorias" de monitorização. A definição geral é livremente utilizada para descrever medições ou observações periódicas simples dum processo ou objecto (Roberts, 1991; Comiskey *et al.*, 1999); isso é chamado de monitorização de vigilância. Por outro lado, uma definição mais rigorosa e focada,

elaborada por Hellwell (1991), define monitorização como a "vigilância intermitente, realizada numa base regular ou irregular, para determinar o grau de observância com um nível pré-determinado, ou o nível de desvio em relação a um modelo esperado". Esta última definição envolve uma abordagem científica orientada para teses hipotéticas, que impõe um maior grau de disciplina e estrutura, visto que está a monitorizar em comparação com um nível pré-definido, sendo frequentemente denominada de monitorização operacional (Brown, 2000). Por exemplo, as contagens de aves em florestas ripícolas são um tipo de monitorização de vigilância, enquanto que um esquema de contagem de aves baseado em hipóteses, projectado para avaliar a restauração ripícola através do uso do habitat por parte das aves, será

uma monitorização operacional. Este último tipo de monitorização nem sempre revela o valor exacto das características contabilizadas; frequentemente ele apenas indica se um determinado standard foi atingido. A monitorização operacional pressupõe que já se tenha uma ideia dos possíveis resultados e uma boa referência de base, de modo a avaliar os resultados da amostragem.

Alguns investigadores consideram como "a norma" e única verdadeira forma de monitorização científica a monitorização operacional (Goldsmith, 1991; Hellewell, 1991); para além disso, frequentemente eles referem-se a todos os outros esquemas do tipo monitorização como "levantamento" e "vigilância". Esta dicotomia é artificial, pois sucessivos levantamentos podem disponibilizar dados para detectar padrões e alterações ao longo do tempo, sendo que ambas as técnicas de monitorização utilizam procedimentos

de recolha de dados idênticos ou similares (Elzinga *et al.*, 2001). No entanto, é útil fazer a distinção entre monitorização de vigilância e a monitorização operacional. Quando, por exemplo, é necessário impedir que a recolha de dados de um projecto de monitorização centrado na verificação da observância de políticas relevantes ultrapasse largamente o seu objectivo específico (Feinsinger 2001). Contrastando com a monitorização operacional, a monitorização de vigilância é normalmente muito mais simples; pode ser utilizada numa multiplicidade de procedimentos de recolha de dados e é habitualmente usada para auxiliar a recolher uma grande variedade de informação ambiental, como informação biológica de base. Os métodos de avaliação expedita são compatíveis com as necessidades de dados de ambos os tipos de monitorização referidos (operacional e vigilância).

Porquê monitorizar?

Devido ao facto de fornecer informação oportuna e adequada, a monitorização deve ser uma componente importante da gestão da conservação. O sucesso dum esforço de monitorização depende dum entendimento claro dos seus objectivos gerais e específicos (Johnson 1999), do planeamento estratégico e dum design apropriado. Algumas das razões para executar monitorizações são:

- 1) Avaliação da eficácia de políticas ou de legislação (e.g., valor de restauro).
- 2) Avaliação da performance, funcionamento ou condição (e.g. condição dum habitat).

3) Detecção de alterações; monitorização de sinais precoces de aviso (e.g. degradação ecológica).

4) Compreensão ecológica de longo prazo (e.g. alterações dos agrupamentos de espécies, variabilidade natural).

Estas quatro razões não se excluem mutuamente. Através do estabelecimento de objectivos claros, algumas tarefas irão ter maior importância que outras, mesmo que existam diferenças de opinião entre cientistas e intervenientes (Goldsmith, 1991). Os objectivos e estratégias de monitorização devem ser desenvolvidos através do envolvimento participativo de todos os intervenientes e devem ter uma significância de curto e longo prazo (Nichols,

A definição de objectivos de monitorização e “tipos de informação ecológica”

Frequentemente os gestores e os conservacionistas têm de satisfazer múltiplas e opostas necessidades. Muitos tipos de informações concomitantes são frequentemente necessários para se poderem tomar decisões de gestão e conservação. A atenção cuidada com essas necessidades antagónicas irá auxiliar na orientação do design dos esquemas de monitorização. Os programas de monitorização que irão fazer parte dum plano de gestão deverão abordar as seguintes seis questões (Goldsmith, 1991; Noss, 1999; Sayer *et al.*, 2000):

- 1) Objectivo: quais são os objectivos específicos da tentativa de monitorização?
- 2) Método: como podem esses objectivos ser atingidos?

- 3) Análise: como é que os dados vão ser manipulados?
- 4) Interpretação: como é que os dados vão ser usados?
- 5) Disseminação: como é que os resultados vão ser divulgados?
- 6) Concretização: quais são os sinais de que os objectivos foram atingidos?

O desafio de decidir que informação recolher, e como usá-la, não é uma tarefa simples. Para se criar um protocolo de recolha de informação eficaz é importante a compreensão das diferentes categorias de informação. A Figura 3.3.1 apresenta uma relação hierárquica entre cinco formas de “tipos de informação ecológica” relevantes, sendo cada categoria de informação descrita em baixo.



Figura 3.3.1 “Pirâmide de informação ecológica” apresentando uma relação hierárquica entre cinco formas de “tipos de informação ecológica”. Cada nível fornece o tipo de informação necessário para o desenvolvimento do nível hierárquico seguinte. A “avaliação” representa o nível integrado de informação ecológica para avaliação e interpretação mais elevado (Adaptado de Heywood, 1997 e Innis *et al.*, 2000).

Conhecimento de história natural

Muitos biólogos da conservação realçam a necessidade dum conhecimento de história natural de base, como enquadramento para avaliações do ecossistema (Janzen e Gámez, 1997; Rivas, 1997; Futuyma, 1998; Karr e Chu, 1999). Mesmo pequenos detalhes da história natural podem auxiliar no estabelecimento duma base de conhecimento, a partir da qual pode começar e evoluir um enquadramento conceptual de processos e padrões do ecossistema. Dados de biodiversidade menos relevantes podem permitir estabelecer informações de base importantes sobre atributos biológico chave dos sistemas (e.g. padrões de espécies migratórias). Este tipo de recolha de dados pode ajudar a produzir importantes fontes de informação sobre elementos como condições de

referência "históricas", definições do tipo de habitat, distribuições de habitat, necessidades e raridade das espécies, tendências populacionais e outros padrões ecológicos específicos da região. No âmbito duma avaliação expedita, a informação sobre a história natural pode ser compilada enquanto se preenchem as fichas de campo (através da inclusão no protocolo formal de campos para dados de história natural pertinentes, como a ocorrência de espécies raras, exóticas, etc). Essas entrevistas e observações de campo podem depois ser sistematizadas e analisadas, de forma a providenciar importantes bases de conhecimento relevantes para a conservação (Bibby *et al.*, 1998).

Inventário

Um inventário é uma forma sistemática de compilação de dados ecológicos e de história natural, no qual são registados listagens de ocorrências ou observações de interesse. Os inventários catalogam características observáveis, incluindo elementos físicos, químicos, biológicos, habitat e paisagem (Innis *et al.*, 2000). Normalmente, os resultados dum inventário servem como "instantâneos temporais" na catalogação dos dados quantitativos recolhidos. Os procedimentos standardizados de inventário são obviamente uma extensão natural das bases de conhecimento de história natural. Esses registos são facilmente

organizados em bases de dados e em mapas. Um exemplo duma abordagem "rápida" aos inventários de biodiversidade são os métodos utilizados para recolher de forma sistemática dados de parcelas de vegetação e de tipo de habitat; há muito tempo que essas metodologias têm sido utilizadas com sucesso (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974; Dimpoulos *et al.*, 2005). A maioria dos procedimentos de avaliação, ou esforços de monitorização, necessitam duma base de conhecimento, contra a qual as futuras alterações poderão ser comparadas, sendo que os inventários poderão ajudar no desenvolvimento dessas bases.

Classificação

A classificação agrupa a informação ecológica segundo atributos ambientais ou bióticos comuns (Innis *et al.*, 2000). Nos esquemas de monitorização ou avaliação é vital que exista um sistema de classificação ou estratificação dos locais inventariados. Como os sistemas ripícolas possuem uma variação natural muito grande, é necessário um procedimento de classificação bem estruturado para comparar locais pertencentes a tipos ripícolas semelhantes. O'Keefe *et al.* (1994), demonstraram que a classificação é um auxiliar importante na organização e compreensão de sistemas complexos. Um sistema de classificação clarifica diferenças entre locais distintos, sendo que os

critérios utilizados para salientar as diferenças entre grupos ou elementos devem ser seleccionados com o utilizador final e identificados segundo a sua função (Gordon *et al.*, 2004). Os esquemas de classificação são um passo importante para a organização da informação e o seu desenvolvimento deve ser orientado por um uso específico. Por exemplo, normalmente os sistemas de classificação são um pré-requisito para o estabelecimento de condições de referência específicas de cada situação concreta, calibração e adaptação de índices e aplicação de procedimentos de avaliação.

Índices e indicadores

Os indicadores são parâmetros discretos, bióticos e abióticos, que são utilizados para avaliar condições ambientais e detectar alterações (Comiskey *et al.*, 1999). Os valores observados de um ou mais indicadores (ou métricas) relacionados podem ser combinados para produzir um único índice ou classificação de avaliação composta (Williamson *et al.*, 1982). Deste modo, os índices multimétricos são constituídos pelas respostas somadas das métricas individuais e podem ser utilizados como ferramentas quantitativas para simplificar os pesos relativos de múltiplos indicadores (Karr e Chu, 1999).

Para que os índices cumpram de forma adequada o seu papel de ferramenta quantitativa, deve-se ter em consideração a selecção e utilização dos indicadores adequados, assegurando que eles representam adequadamente a estrutura, função e composição do sistema de interesse (Dale e Beyeler, 2001). No pior cenário possível, a utilização de indicadores desadequados poderá sustentar decisões incompatíveis com os objectivos de conservação (Boháč e Fuchs, 1991; Butterworth, 1995; Comiskey *et al.*, 1999; Dale e Beyeler, 2001). Algumas das características mais importantes na selecção de indicadores são as seguintes:

a) **Relevância ecológica** – os indicadores devem fornecer avaliações cientificamente credíveis dos factores ecológicos chave que foram seleccionados para medir ou detectar, como perturbações ou fontes de stress.

b) **Sensibilidade** – os indicadores devem ser sensíveis a alterações subtis em factores ecológicos chave.

c) **Velocidade** – os indicadores devem ter a capacidade de responder rapidamente a alterações em factores ecológicos chave.

d) **Mensurabilidade e padronização** – os indicadores devem ser fáceis de detectar e medir num amplo leque de ambientes.

e) **Fáceis de compreender** – os indicadores devem disponibilizar resultados explícitos.

f) **Rentabilidade** – inclui uma relativa facilidade de implementação e uma alocação de recursos mínima para se obterem resultados.

Ainda que muitas variantes do Índice de Integridade Biótica (IIB) tenham sido aplicadas com sucesso em cursos de água, o seu uso em sistemas ripícolas e terrestres apresenta várias dificuldades (Andreasen *et al.*, 2001). A heterogeneidade espacial e temporal específica dos ambientes ripícolas pode implicar o uso de indicadores específicos de cada região; tal situação, por sua vez, necessita que se teste, valide e normalize o índice, de modo a produzir dados fiáveis sobre as condições ecológicas e ambientais de interesse (Keith e Gorrod, 2006).

Avaliação

As avaliações que providenciam informação ecológica são o nível de informação mais integrado sobre sistemas naturais. Elas representam uma resposta integrada sobre o estado actual dum sistema e dos factores que contribuíram para esse estado (Innis *et al.*, 2000). Elas têm de ser baseadas nos conhecimentos da ecologia dum sistema: ter em consideração as suas propriedades físicas, químicas e biológicas e os seus inter-relacionamentos no espaço e no tempo (Mattson e Angermeier, 2007). Fazendo uma analogia com a medicina preventiva, Irvine (2004) compara as avaliações com os check-ups de saúde ocasionais. As avaliações podem identificar os corpos de água que estejam em risco de não atingirem critérios pré-

determinados. Tal como os check-ups médicos, as avaliações dependem até certo ponto de decisões especializadas e de indicadores bem definidos.

As condições de referência ou condições típicas são centrais para as avaliações; elas representam o conjunto de condições que são de esperar na ausência de impactos antropogénicos (Nijboer *et al.*, 2004). As condições de referência servem como bitola, contra a qual se mede a extensão dos impactos nos habitats ou sistemas ecológicos das actividades humanas. Apesar de existirem muitas metodologias utilizadas para estabelecer condições de referência, a técnica mais comum consiste no desenvolvimento

duma estrutura espacial utilizando locais de estudo não perturbados, ou pouco perturbados; essas áreas têm de ser representativas dos tipos de ecossistema

em consideração e estar localizadas em zonas onde os atributos biológicos e ambientais sejam conhecidos.

Projecto, desenvolvimento ou adaptação dum protocolo expedito de avaliação

O projecto planeado dum protocolo expedito de avaliação é fundamental para se obter informação útil e de alta qualidade para a conservação, fiscalização ou outras necessidades de gestão. Na ausência de planeamento cuidadoso, protocolos projectados de forma desadequada poderão providenciar informação que careça de precisão ou especificidade, ou que leve a conclusões inexactas (Droege 1999; Dale and Beyeler 2001). Protocolos que não estejam bem pensados desperdiçam tempo, esforço e outros recursos, podendo adiar o início das actividades de conservação. Deste modo, antes de se iniciar o desenvolvimento ou adaptação de um protocolo existente, devem ser colocadas as seguintes questões preliminares:

- 1) Quais são os objectivos do programa de avaliação?
- 2) Existe uma hierarquia de objectivos? Em caso afirmativo, qual é ela?
- 3) Quais são os indicadores que têm de ser monitorizados?
- 4) Como irá ser utilizada a informação?
- 5) Quais os protocolos que já existem e quais são as modificações necessárias para os tornar aplicáveis às condições e necessidades da área de interesse?

Existem muitos bons exemplos de protocolos disponíveis, complementados com folhas para recolha de dados de campo, além de instruções para a recolha e análise de dados. Deste modo, no interesse da economia de esforços, os modelos de protocolos existentes devem ser analisados. Se for encontrado algum protocolo adequado, um projecto-piloto poderá ajudar a determinar se este pode ser adaptado para satisfazer as necessidades específicas e as condições do local; esta actividade poderá também servir como uma importante aprendizagem para as equipas técnicas e de gestão. Outras considerações (Vives *et al.*, 1996; BCMOF, 2002; USEPA, 2005) que devem ser tidas em conta antes de se desenvolver um protocolo incluem:

- a) Âmbito do protocolo: o protocolo deve ser de âmbito regional (tendo uma área específica como alvo), ou de âmbito universal (aplicável a um amplo leque de condições fisiográficas e ambientais).
- b) Análise de dados e identificação de falhas (informacional, temporal, espacial).
- c) Critérios de performance para a adequabilidade dos dados (exactidão, precisão, representatividade, parcialidade, compatibilidade e limites de detecção).
- d) Medições de campo e outros parâmetros ou covariáveis a avaliar.
- e) Oportunidade ou calendarização de avaliações.
- f) Projecto da rede de amostragem (casual ou probabilística).
- g) Métodos para a análise de amostras.
- h) Garantia da qualidade dos dados e planos de controlo de qualidade.
- i) Gestão de dados.
- j) Supervisão e liderança do projecto.
- k) Formação da equipa na aplicação do protocolo.
- l) Disponibilidade de recursos, incluindo financeiros, humanos, materiais, logísticos e programáticos.

Assim que a adaptação ou elaboração do protocolo esteja terminada, uma orientação de gestão básica pode ajudar a melhorar significativamente a qualidade da informação recolhida durante o projecto (Somerville *et al.*, 2004; Sutula *et al.*, 2006). Estas etapas adicionais incluem, entre outros, o seguinte:

- 1) Treino e revisão do protocolo com toda a equipa envolvida no projecto.

2) Várias visitas aos mesmos locais para testar diferentes aplicações do protocolo.

3) Ensaios de campo rigorosos, para garantir que as medições são replicáveis com níveis de precisão similares em paisagens e equipas de campo diferentes (Barker *et al.*, 2002).

4) Transparência da metodologia e dos dados com a sua disseminação através da literatura e outros meios.

Normalmente o financiamento limitado é um grande desafio nos projectos de avaliação expedita, sendo que a alocação de recursos, incluindo as despesas directas e indirectas, devem ser contabilizados na elaboração do projecto. Frequentemente a gama de custos de avaliação não é convenientemente prevista, sendo subestimada de forma grosseira (Caughlan e Oakley, 2001). Adicionalmente, podem seguir-se ou ser usados em simultâneo com os protocolos de avaliação expedita outros protocolos, mais "robustos" (e.g. monitorização no Âmbito da Directiva Quadro da Água); nestas situações é necessário avaliar

a importância relativa da avaliação expedita, a sua posição no esquema geral de gestão e as suas necessidades de recursos. Deste modo, a utilização dum conjunto apropriado de indicadores ecológicos deve ser orientada simultaneamente pelo seu custo e pelas necessidades científicas.

Em conclusão, a avaliação expedita e o desenvolvimento de protocolos de monitorização pode ser caracterizado como tendo quatro fases principais (Figura 3.3.2):

- Estudos de base e necessidades de informação (e.g. extensão da área ripícola).
- Questões de avaliação relacionadas com o objectivo da mesma (e.g. impactos importantes de origem natural ou antropogénica).
- Elaboração do protocolo de campo (e.g. indicadores ou métricas específicas a adoptar).
- Finalização do protocolo (e.g. ensaios de campo, validação, afinação do protocolo).

Esquema das Limitações Financeiras e Temporais

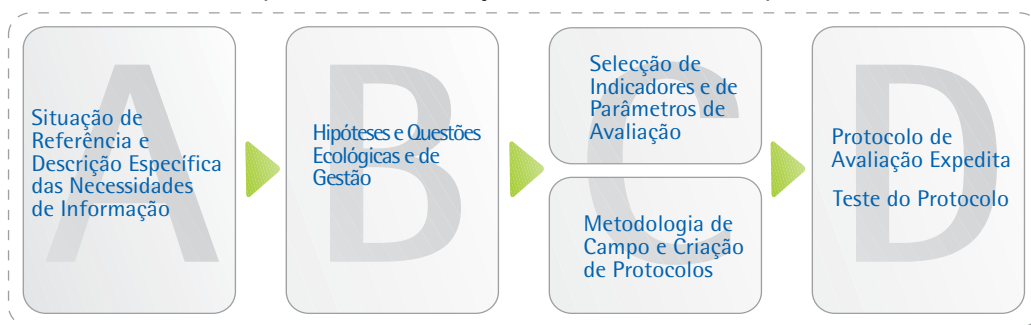


Figura 3.3.2 Esquema simplificado para o desenvolvimento dum protocolo de avaliação expedito. A: Necessidades de informação; B: Objectivo; C: Elaboração do protocolo; D: Finalização. Os processos de feedback nas etapas de desenvolvimento não se encontram demonstrados, com a excepção dum processo de feedback importante (apresentado com setas) nas etapas finais de elaboração e finalização do protocolo (adaptado de Catsadorakis, 2003).

Considerações na utilização da avaliação expedita e monitorização

Apesar da disponibilidade duma gama de diferentes protocolos de avaliação para ambientes ripícolas, ribeirinhos e zonas húmidas, a maioria não é amplamente utilizada. Adicionalmente, a incapacidade de muitos projectos de avaliação e monitorização para providenciarem informação aplicável e facilmente utilizável, promoveu a utilização de abordagens ad hoc para a obtenção de informações sobre esses ambientes (Innis *et al.*, 2000; Gibbons e Freudenberger, 2006). Ainda que um amplo leque de atributos biológicos e ecológicos possam ser recolhidos e avaliados através de procedimentos de avaliação visual, apenas um número limitado destes se demonstrou útil na obtenção de informação sobre o impacto das actividades antropogénicas nos sistemas biológicos, ou no esclarecimento de questões de monitorização específicas (Goldsmith, 1991; Ward *et al.*, 2003). Os resultados dos esforços de avaliação e monitorização são factores chave na tomada de decisão e devem reflectir prioridades específicas da gestão da conservação (Clewel e Rieger, 1997). Para assegurar que a componente de avaliação e monitorização é compatível com os objectivos de gestão e conservação, devem ser consideradas as seguintes questões de carácter genérico (Brown e Rowell, 1997):

- a) Quais são os "melhores" ou mais "significativos" atributos a monitorizar?
- b) Quais são os melhores métodos, ou os mais apropriados, para avaliar ou monitorizar; irão esses procedimentos dar origem a problemas secundários (e.g. danos nos habitats e espécies; perda de informação crítica)?
- c) Conclusões resultantes: como é verificada a exactidão, precisão e aplicabilidade aos assuntos e áreas de interesse?
- d) As necessidades do programa de avaliação ou monitorização estão englobadas nos meios e linhas de orientação financeira, administrativa e logística da entidade financiadora?

e) A informação irá estar disponível atempadamente, de modo a apoiar as tomadas de decisão, ou a situação exige intervenção imediata?

Os programas de monitorização e avaliação expedita podem ser vistos como um tipo de estudo ecológico aplicado (Pickett *et al.* 1997). Como tal, devem seguir princípios rigorosos em todas as fases, incluindo operações de campo, manuseamento de amostras e gestão de dados. Devem ser elaborados com conhecimento antecipado do tipo de análise e tratamentos estatísticos a serem usados (Elzinga *et al.*, 2001) e implementados por pessoal qualificado. Finalmente, deve ser salientado que a monitorização e as avaliações expeditas não devem ser substitutos para a investigação ecológica detalhada, que é frequentemente necessária para compreender a estrutura e função dos sistemas naturais de interesse.

Muito do sucesso dos programas de avaliação expedita assenta na avaliação por parte de especialistas: selecção dos indicadores apropriados; desenvolvimento de medições; pontuação e interpretação de dados; e avaliação e ponderação dos resultados (Karr e Chu, 1999). Por sua vez, a avaliação por especialistas depende parcialmente duma compreensão da história natural da área, incluindo a sua variabilidade inerente de condições e composição da comunidade (Futuyma, 1998; Andreason *et al.*, 2001).

Finalmente, as decisões de gestão poderão necessitar de informações de escala temporal e espacial que não devem ser obtidas apenas através de acções de avaliação expedita de curto-prazo ou específicas para a estação em estudo. A utilização de informação de escala mais alargada, recorrendo à detecção remota e modelação espacial, é cada vez mais frequente e eficaz. O desafio crucial é integrar estas múltiplas camadas de investigação numa estrutura holística que disponibilize a informação relevante de forma eficiente e económica. Os métodos expeditos de avaliação e monitorização de locais específicos são parte desta grande rede de entrada de informação. Os resultados e a disseminação deste trabalho não devem ser ignorados.

Gestão de dados

A integração dos dados de avaliação e monitorização em acções de conservação de âmbito relevante é, em grande medida, um exercício de gestão da informação (Janzen e Gomez, 1997). Todas as fases da gestão da informação, incluindo a entrada de dados, controlo de qualidade, arquivamento e documentação, têm o potencial de sofrer erros (Michener e Brunt, 2000). Ainda assim, podem ser incorporadas verificações de controlo no esquema do programa, de modo a proteger contra erros mecânicos (e.g. informação inexacta ou incompleta) ou de julgamento. Procedimentos de gestão da informação eficazes irão também auxiliar a orientar o uso eficiente e apropriado da informação, de modo a atingir os objectivos de conservação. As principais fontes potenciais de erro incluem o registo inicial dos dados, a transferência da informação das folhas de campo para a base de dados no computador e a análise estatística inadequada. O controlo de qualidade pode incluir a calibração dos instrumentos, listagens de controlo ou dupla entrada de dados (Shampine, 1993; Barbour *et al.*, 1999). Os dados devem ser organizados num formato que

assegure que são facilmente recuperáveis, acessíveis para análise, que seja seguro e tenha flexibilidade para acomodar utilizações futuras (Jenkinson *et al.* 2006). A utilização de Sistemas de Informação Geográfica e bases de dados simples facilita a análise e armazenamento dos dados (Sayer *et al.*, 2000).

Em muitos projectos de monitorização e avaliação, os custos duma adequada gestão de dados são frequentemente subestimados ou nem sequer são tidos em consideração (Caughlan e Oakley, 2001). Os projectistas devem incorporar todos os custos da gestão dos dados no orçamento, incluindo as despesas que sustentem o controlo de qualidade. Este investimento irá aumentar a eficácia financeira global dum projecto, visto que o controlo de qualidade irá minimizar ou eliminar a quantidade de informação perdida, ou a necessidade de repetir etapas da gestão de dados (Shampine, 1993). No início do programa devem ser incluídos especialistas na área de gestão da informação, para maximizar a eficácia e a economia desta componente.

Comunicação básica

Uma comunicação clara, concisa e inequívoca é essencial para o sucesso das actividades de conservação ripícolas (Bell e Morse, 1999; Baron *et al.*, 2002; Naiman *et al.*, 2005). A maioria dos protocolos expeditos de avaliação está projectada de modo a promover um intercâmbio de informação entre os investigadores de campo e o público em geral (Bjorkland *et al.*, 1998; Gibbons e Freudenberger, 2006). Os investigadores necessitam de articular os resultados dos projectos de avaliação e a sua relevância para a conservação, bem como de identificar áreas onde as informações sejam insuficientes ou se verifique uma falta de compreensão. Em última análise, o sucesso dum esforço de conservação depende da comunidade local, não apenas dos investigadores e gestores que tenham um investimento profissional nos recursos ou área de actuação. As perspectivas de sucesso dos esforços de conservação aumentam, quando os investigadores e gestores tomam uma abordagem proactiva na sua comunicação e disponibilizam às comunidades informações úteis (Feinsinger, 2001). Actualmente, verifica-se que a necessidade de disseminar e popularizar a informação científica ambiental se tornou muito importante; a Directiva Quadro da Água da União Europeia, por exemplo,

requere "uma discussão efectiva entre as partes interessadas" (Irvine, 2004). Se não se conseguir comunicar eficazmente com os decisores e comunidade em geral, corre-se o risco de alienar segmentos da comunidade e, em última análise, tal situação pode contribuir para a deterioração das redes que apoiam a conservação e a investigação. O sucesso dos programas de educação e do envolvimento entre os intervenientes depende na integração efectiva da ciência, educação e tomadas de decisão, que por sua vez dependem duma comunicação deliberada, transparente e organizada entre os decisores, os investigadores, os gestores e outros intervenientes. Um protocolo expedito de avaliação bem concebido e facilmente aplicável, pode ser em si mesmo uma importante ferramenta de educação e envolvimento da comunidade. Quando são utilizados por grupos voluntários, através de programas organizados como iniciativas de "seja zelador dum local" ou "adopte um ribeiro", os protocolos de avaliação simples permitem à comunidade assumir o acompanhamento da área de interesse e auxiliam na promoção dum melhor entendimento e apreciação da história natural e sua ligação com a herança cultural (Newton, 2001; Middleton, 2001).

Tabela 3.3.2 Matriz simples de comunicações, para maximizar o impacto numa monitorização ou levantamentos de avaliação (adaptado de Bibby *et al.*, 1998).

Público alvo	Mensagem	Transmissão
Comunidades locais	- Estamos interessados nesta área porque... - O nosso interesse não é uma ameaça para vós porque... - Estão interessados em "adoptar" uma área ripícola, zelando-a?	- Verbalmente clara - Atitude respeitosa, tacto - Abertura, abordagem participativa. - Comunicados de imprensa / folhetos / artigo não especializado nos media locais - Ferramentas especializadas de envolvimento (cursos de formação, manuais, guias de campo, etc)
Técnicos nacionais e regionais	- Aqui está alguma informação que poderão considerar útil... - Esta avaliação é politicamente relevante e propõe...	- Boa diplomacia - Relatórios claros e simples, adequados a necessidades específicas
Cientistas e investigadores – ONG ou estado, nacionais ou internacionais	Aqui está um relatório sobre a recente avaliação expedita de...	- Publicações científicas - Relatórios ainda não publicados - Dados de arquivo

Conclusão

As acções expeditas de monitorização e avaliação bem sucedidas devem ser relevantes para a teoria ecológica, estatisticamente fiáveis, eficazes em termos de custo e devem ser capazes de promover uma comunicação efectiva. As zonas ripícolas são sistemas complexos, constituindo extensas redes lineares ao longo da paisagem; a sua heterogeneidade e distribuição abrangente frequentemente dificultam os planos de restauro e conservação. Para que os decisores sejam mais eficazes na gestão de zonas ripícolas, é importante a existência de informação adequada e apropriada sobre os atributos ecológicos e condições ambientais dos sistemas. Para o inventário, classificação e avaliação dos ambientes ripícolas à escala do troço de amostragem são necessários procedimentos de levantamento de campo simples e cientificamente rigorosos, pois a maior parte das acções de restauro e de gestão têm lugar a esta escala espacial.

A conservação tem sido descrita como uma "disciplina de recurso", necessariamente interventiva, que normalmente não tem tempo ou recursos suficientes para acomodar estudos ecológicos e ambientais profundos. Adicionalmente, é frequente não existirem dados sobre os eventos naturais ou antropogénicos que afectem locais específicos numa área de interesse, ainda que tal informação seja um requisito importante para o planeamento da conservação

(Janzen e Gomez, 1997). Os protocolos de avaliação expedita têm sido utilizados com sucesso para remediar esta falha de informação. Normalmente as avaliações expeditas são eficazes em termos de custos, providenciando um instantâneo prévio que pode ser utilizado como uma abordagem preliminar ou de primeiro nível em esquemas de avaliação e monitorização. Adicionalmente, elas também podem ser usadas em simultâneo com protocolos de avaliação e ferramentas de mapeamento mais rigorosas, podendo também servir como um importante meio para envolver o público num papel de zelador. Ao utilizarem protocolos de avaliação simples e expeditos, os cidadãos podem contribuir e aprender sobre sistemas ecológicos. As instituições ligadas à investigação e as organizações ambientais não governamentais enfrentam oportunidades únicas de crescimento, desde que estejam dispostos a investir os recursos necessários para a utilização de protocolos de avaliação expedita apropriados. É importante que este esforço proporcione não só bons dados científicos, mas também informação prática e útil que possa ser utilizada em actividades específicas de conservação ou decisões de carácter ambiental. A utilização e o desenvolvimento de procedimentos de avaliação expedita devem continuar a representar um importante papel na resolução dos desafios inerentes à conservação dos sistemas ripícolas.

Bibliografia

- 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, (2nd ed). 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 (2001) A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. *Environmental Monitoring and Assessment* 68:99-125
- 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
- British Columbia, Ministry of Forests, Forest Practices Branch (BC-MOF) (2002) Assessing upland and riparian areas. *For. Prac. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Rangeland Health Brochure 1* (disponível on-line em: URL: <http://www.for.gov.bc.ca/hfp/range/range.htm>)
- Brown A, Rowell TA (1997) Integrating monitoring with management planning for nature conservation: some principles. *Natur und Landschaft* 72:502-506
- 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
- Bohán J, Fuchs R (1991) The structure of animal communities as bio-indicators of landscape deterioration. In: Jeffrey DW, Madden B (ed). *Bioindicators and Environmental Management*, 165-178. Academic Press, San Diego, California, USA
- Butterworth FM (1995) Introduction to biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change. In: Butterworth FM, Corkum LD, Guzman-Rincon J (ed). *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change: A Handbook*, 1-8. Plenum Press, New York, 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. In: Karvellas D, Catsadorakis G, Maragou P, Nantsou T, 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* 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. In: Ribic CA, Lewis SJ, Melvin S, Bart J, Peterjohn B (ed). *Proceedings of the marsh bird monitoring workshop*, 30-33. 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, Aguiar FC, Sidorkewicz N (2002) Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Arch. Hydrobiol.* 155:121-145
- Futuyama D (1998) Wherefore and whither the naturalist? *American Naturalist* 151:1-6
- Gibbons P, Freudenberger D (2006) An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management and Restoration* 7:S10-S17
- 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
- Growns 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. In: Goldsmith B (ed). *Monitoring for Conservation and Ecology*, 1-14. Chapman and Hall, London, UK
- Heywood V (1997) Information needs in biodiversity assessment – from genes to ecosystems. In: Hawksworth DL, Kirk PM, Dextre Clarke S (eds). *Biodiversity information: needs and options* 5-20. CAB International
- Holling CS (ed) (1978) *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley, New York, New York, USA
- Holling CS (1992) Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 62:447-502
- 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 R (1997) Assessing information needs for sustainable use and conservation of biodiversity. In: Hawksworth DL, Kirk PM, Dextre Clarke S (eds). *Biodiversity information: needs and options* 5-20. CAB International.
- Jenkinson RG, Barnas KA, Braatne JH, Bernhardt ES, Palmer MA, Allan JD, The National River Restoration Science Synthesis (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
- 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:S7-S9
- Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950
- Mace GM, Balmford A, Ginsberg JR (ed) (1998) *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- 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 (ed) (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, Pringle C, Bjorkland R (1998) Stream Visual Assessment Protocol. National Water and Climate Center. Technical Note 99-1. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C., USA
- Newton B (2001) Environmental education and outreach: experiences of a federal agency. *BioScience* 51:297-299
- Nijboer RC, Johnson RK, Verdonshot 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 WE (1990) Internal processes influencing the maintenance of ecotones: Do they exist? In: Naiman RJ, Decamps H (eds). *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*, 91-102. The Parthenon Publishing Group Ltd., Casterton Hall, Carnforth, UK
- 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 (ed) (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? *Bio-science* 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. In: Rosenberg DM, Resh VH (ed). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, 195-233. Chapman and Hall, New York, 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, Alegria 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
- 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, 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
- Verdonshot 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, Markgard GG, Larson S (s/d) 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

Introdução. Análise e avaliação estética da paisagem

Actualmente a apreciação e avaliação estética é uma preocupação importante no campo do planeamento e consciência ambiental. O equilíbrio entre ambientes naturais e humanos tem sido desde sempre uma área de interesse das sociedades humanas, que buscam beleza, alegria e um equilíbrio entre acções humanas e o ambiente que as rodeia.

Desta forma, a estética ambiental tem-se tornado um campo de pesquisa interdisciplinar, incorporando áreas tão diversas como a geografia, o planeamento, a arquitectura paisagista, a psicologia e a filosofia, entre outras (e.g. Breackwell, 1992). Este reconhecimento demonstra que os valores estéticos do meio ambiente são um tema em expansão, como uma importante área de investigação complementar, à semelhança do desenvolvimento sustentado, planeamento e gestão de recursos (Berleant, 1997).

As condições físicas influenciam a população humana e contribuem para o seu bem-estar e satisfação. Por outro lado, as crenças, valores e atitudes humanas moldam o ambiente envolvente e o seu grau de satisfação perante o que os rodeia. A percepção que a comunidade tem da paisagem e das paisagens ribeirinhas, bem como o seu envolvimento no processo de gestão das mesmas, é um ponto fulcral sempre que o objectivo das acções de reabilitação de rios e de gestão de áreas ribeirinhas seja a sustentabilidade de todo o sistema.

Os valores estéticos e a sua apreciação social podem ser verificados através de diferentes abordagens e motivações. A partir do ponto de vista do profissional ou do especialista, encontram-se na literatura diferentes abordagens no que se refere a objectivos técnicos e à integração no processo de planeamento e design. Outras abordagens provêm das ciências sociais, principalmente da psicologia ambiental, integrando estudos comportamentais relacionados com a percepção e preferências do público face aos valores cénicos e estéticos. Outras abordagens centram-se mais nos aspectos intangíveis, sensoriais e emocionais da apreciação da paisagem, geralmente abordagens humanísticas ou fenomenológicas. Os paradigmas subjacentes a estas abordagens foram revistos no início dos anos oitenta, um período relevante para sintetizar as motivações e os métodos que sustentam a estrutura complexa da paisagem e da avaliação cénica (Daniel e Vining, 1982; Porteous, 1982; Zube, 1984).

Desenvolvimentos recentes neste campo demonstram a necessidade de integrar e incorporar essas diferentes abordagens, de forma a descodificar, tanto quanto possível, a complexidade e subjectividade dos valores estéticos. Tem sido recomendado o uso de metodologias mistas, incorporando abordagens de peritos, juntamente com outras que envolvem inquéritos públicos, sejam critérios mensuráveis ou parâmetros, juntamente com avaliações subjectivas e intangíveis (Porteous, 1996; Saraiva, 1999; Bell *et al.*, 2001).

Avaliação estética das Paisagens Ribeirinhas – uma revisão

A maioria das pessoas prefere as paisagens ribeirinhas em relação a outras características cénicas da paisagem. Segundo a bibliografia referente à percepção e avaliação da paisagem, a atracção e interesse induzidos pela água na apreciação da paisagem tem sido realçada por vários autores (Litton *et al.*, 1974; Lee, 1979; Herzog, 1985; Gonzalez Bernaldez, 1988; Pitt, 1989; Saraiva, 1999).

Hoje em dia, a busca por uma gestão sustentada das paisagens ribeirinhas exige uma abordagem que tenha em consideração não só os valores e opiniões da população, como também que se baseie em critérios técnicos e científicos, de forma a garantir um

funcionamento saudável do ecossistema. Nas regiões Mediterrânicas torna-se mais complicado atingir este objectivo, visto que as características secas do clima durante boa parte do ano originam uma grande variabilidade da magnitude dos escoamentos, bem como uma grande inconstância dos regimes hidrológicos, o que afecta os componentes bióticos e não-bióticos da paisagem, aumentando a sua fragilidade e reduzindo a sua resistência.

Diversas abordagens têm sido testadas na tentativa de identificar os parâmetros e critérios mais representativos que influenciam a qualidade da paisagem ribeirinha e a sua avaliação social.

Estas têm variado desde metodologias técnicas e avaliações cognitivas, passando por estudos sobre as preferências da população. Desde o final dos anos 60, diversos estudos têm-se focado neste tema, tentando incorporar a avaliação estética num processo de avaliação completo, procurando uma melhor gestão dos processos e recursos naturais, juntamente com um incremento, quer na qualidade, quer na quantidade, da participação e envolvimento da população. As referências tradicionais incluem, entre outros, Leopold e Marchand (1968), Litton *et al.*, (1974), Kaplan e Kaplan (1978), Lee (1979) e Herzog

Tabela 3.4.1 Síntese dos principais factores ou critérios utilizados para a avaliação estética da paisagem ribeirinha.

Autor	Abordagem	Principais factores ou critérios para a avaliação de paisagens ribeirinhas
▪ Leopold e Marchand (1968)	▪ Avaliação técnica	▪ Factores físicos ou químicos – largura, profundidade e declive do leito, velocidade de escoamento, largura do vale e da planície de aluvião, ordem, área da bacia, etc. ▪ Factores biológicos – diversidade, presença de fauna e vegetação, etc. ▪ Factores de utilização e interesse da população, interesse estético, acessibilidade, grau de desenvolvimento, etc. ▪ Índice de características únicas.
▪ Nighswonger (1970)	▪ Avaliação técnica	▪ Contraste e Diversidade
▪ Litton <i>et al.</i> (1974)	▪ Avaliação técnica	▪ Unidade/carácter único, Variedade, Vivacidade
▪ Jones <i>et al.</i> (1975)	▪ Avaliação técnica	▪ Unidade/carácter único, Variedade, Integridade
▪ Dunne e Leopold (1978)	▪ Avaliação técnica	▪ Avaliação da paisagem ribeirinha baseada em: factores físicos – largura e profundidade do leito, largura do vale e declive. factores de interesse humanos – uso do solo, perspectivas, presença de rápidos ou cascatas, etc.
▪ Lee (1979)	▪ Análise da percepção do público	▪ Legibilidade ▪ Complexidade ▪ Definição espacial e Mistério ▪ Elementos característicos e Factores de perturbação
▪ Ulrich (1983)	▪ Análise da percepção do público	▪ Complexidade ▪ Incidência localizada e composição ▪ Profundidade e Textura ▪ Ausência de riscos perceptíveis
▪ Herzog (1985)	▪ Análise da percepção do público	▪ Identificabilidade ▪ Coerência ▪ Espaço e Complexidade ▪ Mistério e Textura
▪ Pitt (1989)	▪ Mista	▪ Simbolismo e Mistério ▪ Naturalidade ▪ Complexidade e Múltipla organização espacial
▪ House e Sangster (1991)	▪ Mista	▪ Qualidade da água ▪ Atractividade ▪ Diversidade da vegetação e Naturalidade
▪ Saraiva (1999)	▪ Mista	▪ Diversidade e morfologia do rio e do ecótono ribeirinho (unidades de paisagem). ▪ Grau de impacto humano e presença de pontos de atracção. ▪ Unidade/carácter único, variedade, vivacidade, Integridade. ▪ Coerência, legibilidade, complexidade, mistério.
▪ Saraiva e Monteiro (2004)	▪ Mista	▪ Relações entre os critérios acima descritos com características visuais e cénicas, tais como diversidade, contraste, textura, definição espacial, heterogeneidade, perturbação. ▪ Compilação de um índice que tenha em consideração essas variáveis.

(1985). A Tabela 3.4.1 sintetiza alguns dos principais factores ou critérios aplicados na avaliação estética da paisagem ribeirinha.

Num projecto recente sobre a avaliação estética de rios urbanos (URBEM - Urban River Basin Enhancement Methods, www.urbem.net), foi desenvolvida uma metodologia para avaliar o valor estético dos rios em contexto urbano (Silva *et al.*, 2004, 2005), tendo sido projectada de forma a fazer parte dum sistema alargado de apoio à decisão para a reabilitação de rios. Esta metodologia é baseada quer na avaliação de especialistas, quer na opinião da população. Foi projectada de forma a incorporar o contexto específico da reabilitação urbana de rios, tendo sido baseada numa abordagem tridimensional. Desta forma, consideraram-se a interrelação entre os principais componentes em causa: o rio propriamente dito, a cidade que o rodeia e a população que usufrui desses dois ambientes e que os influencia com os seus valores, percepções, atitudes e comportamentos. De

acordo com essas três dimensões, foi seleccionada e organizada uma lista de diferentes pontos de vista que potencialmente contribuem para a percepção da qualidade estética dos rios nas cidades. As conclusões parciais atingidas para cada um dos pontos de vista foram avaliadas através de um conjunto de indicadores e descritores escolhidos para o efeito (Silva *et al.*, 2004, 2005).

A descrição dos pontos de vista e indicadores pode ser encontrada na bibliografia citada, bem como a metodologia para a integração desses critérios, com vista à obtenção de um "perfil de performance estética" de cada paisagem ribeirinha. Esse perfil pode ser comparado com o "antes" e "depois" do esquema de reabilitação, ou com outros rios em situação ecológica ou geográfica semelhante. Pode também mostrar qual a dimensão (rio, cidade, ou os valores da percepção pública) que pode ser potenciada ou melhorada num esquema de reabilitação.

Crítérios para a avaliação estética das paisagens ribeirinhas a partir duma perspectiva social

Para uma paisagem ribeirinha genérica existe um grande conjunto de critérios, baseados nas abordagens descritas, que podem ser adaptados, expandidos e aplicados para cada contexto específico.

Um aspecto importante a considerar é a escala de abordagem, que pode ser analisada "de cima para baixo", - eco-região, bacia hidrográfica, unidade de paisagem, troço a estudar e corredor ribeirinho, secção/habitat - tendo em consideração o contexto espacial da área avaliada (Figura 3.4.1). É muito importante considerar este contexto espacial, tendo em conta a interrelação entre factores

geomorfológicos, hidrológicos e ecológicos que influenciam o comportamento dos rios e como eles moldam o seu ambiente.

Uma estrutura de avaliação adequada deverá considerar três dimensões de análise, como a metodologia acima descrita: o elemento natural (o rio), o ambiente envolvente (a **zona tampão ribeirinha**), onde os usos e perturbações de origem antropogénica podem ser mais ou menos evidentes, e a componente "social" (a **população**), que tem em consideração o comportamento, valores, atitudes e percepção dos intervenientes sociais (utilizadores,

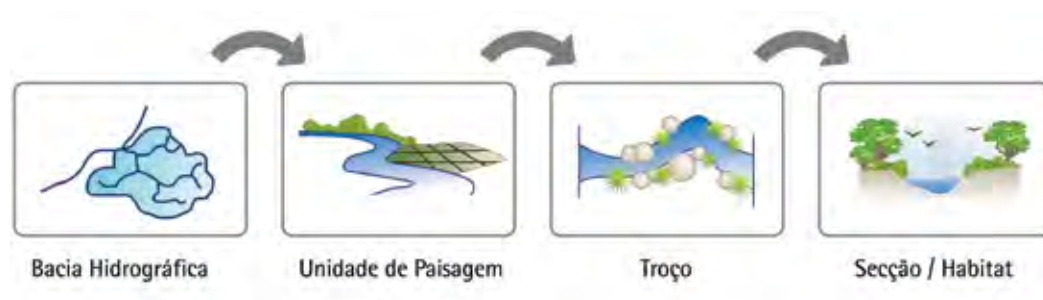


Figura 3.4.1 Escala de abordagem para a avaliação da paisagem ribeirinha – desde a bacia hidrográfica até à perspectiva local (adaptado de Moreira *et al.*, 2004).

gestores, decisores e público em geral) (Figura 3.4.2). Desta forma, a selecção dos critérios que influenciam a experiência e valor estético de cada paisagem ribeirinha podem ser desenvolvidos para cada situação específica, de acordo com as suas configurações físicas e humanas.

A Tabela 3.4.2 apresenta uma lista de critérios aplicáveis, segundo a bibliografia consultada. Não pretendendo ser uma lista completa, nela tenta-se identificar os principais factores ou atributos que influenciam a avaliação e percepção estética. A sua consulta permite a escolha do conjunto adequado para cada situação, que, sendo única, necessita duma avaliação que tenha em consideração a sua natureza e contexto.

Pode-se adaptar ou adicionar outros parâmetros a esta estrutura, que podem ser usados em maior ou menor escala, dependendo da disponibilidade de dados e de meios. Os valores estéticos do "Rio" e da "Zona tampão ribeirinha" podem ser avaliados principalmente através de métodos especializados. A dimensão "População" normalmente exige a necessidade de desenvolver inquéritos à população e entrevistas. A

integração desses descritores exige a utilização de metodologias múltiplas ou técnicas de avaliação, como por exemplo, a construção de um perfil estético (Silva *et al.*, 2004). Este tipo de abordagem possui a capacidade de revelar a diversidade de características de cada rio e da sua paisagem envolvente. Alguns podem estar mais fortemente associados a um contexto cultural ou social, outros a condições mais naturais ou imaculadas.



Figura 3.4.2 Estrutura para a avaliação estética da paisagem ribeirinha (Adaptado de Silva *et al.*, 2003).

Discussão e comentários finais

Existe um vasto leque de métodos, critérios, parâmetros e indicadores utilizados para a avaliação estética dos rios e das paisagens ribeirinhas, demonstrando desta forma a grande subjectividade deste processo.

A estrutura de avaliação e a lista de critérios descritos foram delineados com base na discussão sobre os principais conceitos e abordagens revistos na bibliografia, tentando incorporar não só indicadores biofísicos e mensuráveis, mas também os resultados de inquéritos às populações que permitam compreender

os valores sociais e a expressão das percepções, motivações e ambições populares.

Na actualidade a avaliação estética da paisagem compreende e agrega as avaliações especializadas juntamente com inquéritos às populações, envolvimento público e processos participativos. Estas abordagens alargadas, ao providenciarem um melhor conhecimento das ambições e atitudes dos grupos sociais perante as suas paisagens ribeirinhas, poderão contribuir para fortalecer um relacionamento sustentável entre a sociedade e a natureza.

Agradecimentos

A Isabel L. Ramos, Fátima Bernardo e Jorge B. Silva, como parceiros na investigação realizada sobre avaliação estética no "Work Package 4 do Projecto

URBEM", bem como pelos seus comentários e sugestões para este manuscrito.

Tabela 3.4.2 Lista de critérios para a avaliação estética da paisagem ribeirinha (Adaptado de Silva *et al.*, 2003).

CrITÉRIOS para a avaliação estética da paisagem ribeirinha

■ RIO	
■ Morfologia	■ Dimensão dos rios (largura, profundidade, declive, etc.); ■ Morfologia do vale e da planície de aluvião; ■ Perturbações das dinâmicas naturais; ■ Sinuosidade, tipo de formato dos taludes marginais; ■ Presença de elementos no canal (remansos e rápidos, etc.).
■ Hidrologia	■ Regime de escoamento, velocidade.
■ Qualidade da água / poluição	■ Cor, reflexo; ■ Visibilidade do lixo ou da poluição.
■ Ameaças naturais e tecnológicas	■ Vulnerabilidade a cheias; ■ Erosão dos taludes, risco de deslizamentos.
■ ZONA TAMPÃO RIBEIRINHA	
■ Vegetação ribeirinha / biodiversidade	■ Biodiversidade; ■ Vegetação ripícolas nas encostas ribeirinhas – largura, composição, distribuição, diversidade.
■ Uso do solo	■ Tipologia / diversidade; ■ Grau de perturbação.
■ Actividades	■ Atractividade da faixa ripícola e actividades ribeirinhas; ■ Recreio, lazer; ■ Grau de perturbação.
■ Qualidade do espaço	■ Permeabilidade visual; ■ Grau de desenvolvimento.
■ Herança cultural	■ Herança cultural (marcos, miradouros).
■ Acessibilidade	■ Atravessamentos (pontes); ■ Estacionamento, transportes públicos, caminhos, passadiços e trilhos para bicicletas; ■ Ancoradouros, navegabilidade.
■ Lixo / poluição	■ Visibilidade do lixo, poluição.
■ POPULAÇÃO	
■ Atributos formais	■ Cor, contraste, textura, padrão; ■ Unidade / carácter único, variedade, vivacidade, integridade; ■ Diversidade, definição espacial, etc.
■ Padrões de preferência (Kaplan and Kaplan, 1978)	■ Coerência, legibilidade; ■ Complexidade, mistério.
■ Identidade do local (Breakwell, 1992)	■ Continuidade, auto-estima; ■ Auto-eficácia, carácter único.
■ Capacidade de recuperação (Kaplan, 1995)	■ Ausência, fascinação; ■ Extensão, compatibilidade.
■ Simbolismo	

Bibliografia

- 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. In: Breakwell GM (ed). *Social Psychology of Identity and the Self-concept*. Surrey, Surrey University Press
- Daniel T, Vining J (1982) Methodological Issues in the Assessment of Landscape Quality. In: Altman & Wohlwill (eds). *Behaviour and the Natural Environment*, Plenum Press, New York
- Dunne T, Leopold LB (1978) *Water in Environmental Planning*. Freeman WH and Company, San Francisco
- Gonzalez Bernaldez 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 Luisiana River Landscapes: A Methodological Study. In: Elsner & Smardon (eds) (1979). *Proceedings of "Our National Landscape"*. A Conference on Applied Techniques for Analysis and Management of the Visual Resource, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley, California
- Leopold LB, Marchand MO'B (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 Inc., 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. In: 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 Inventoring 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. In: Altman & Zube (eds). *Human Behaviour and Environment*, 10: 217-254. Public Places and Spaces, 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. In: 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. In: 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. In: Altman & Wohlwill (eds). *Human Behaviour and Environment*, 6:85-125. Behaviour and Natural Environment, Plenum Press, New York
- Zube EH (1984) Themes in Landscape Assessment Theory. *Landscape Journal*, 3(2): 104-110

Introdução

As zonas ripícolas têm sido reconhecidas como parte integrante da paisagem, possuindo habitats únicos para diversas espécies (Iverson *et al.*, 2001). A vegetação ripícola, incluindo as áreas florestais alagadas e outras massas de água, é reconhecida como parte importante dos ecossistemas ribeirinhos, existindo uma crescente preocupação na sua conservação, recuperação e gestão (Muller, 1997). A gestão destas áreas é um campo de crescente relevância, tal como a modificação contínua da paisagem pelo homem (Goetz, 2006). São necessárias diferentes abordagens para cartografar as propriedades biofísicas nas zonas ribeirinhas, tal como o acompanhamento das alterações ocorridas, com o objectivo de restabelecer as actividades e avaliar o sucesso das medidas de gestão anteriormente implementadas. Para áreas extensas (> 100 km de distância) pode ser difícil alcançar estes objectivos utilizando as técnicas tradicionais com base em interpretação visual de fotografias aéreas e visitas ao terreno.

A detecção remota é uma técnica de observação de objectos sem manter qualquer contacto entre o objecto e o observador e inclui metodologias de processamento digital de imagens de satélite ou fotografias aéreas. Esta técnica oferece informações detalhadas sobre a superfície terrestre e uso do solo, obtidas por registo de imagens da superfície terrestre através de sensores instalados em aviões e satélites (Rowlinson *et al.*, 1999). Esta técnica proporciona uma visão diferente da paisagem terrestre e é utilizado para a inventariação, monitorização,

detecção e análise de alterações ambientais e dos recursos naturais (Narumalani *et al.*, 1997). Para a produção de mapas da cobertura do solo de zona ripícolas, com imagens obtidas por satélite, torna-se necessário a existência de dados de campo obtidos aproximadamente em simultâneo ao registo das imagens, para assim ser possível construir modelos quantitativos da relação entre o campo e as medições de reflectância espectral, permitindo validar os mapas finais. Estes dados espaciais podem ser integrados num sistema de informação geográfica (SIG), que facilita a gestão dos recursos hídricos, uso e coberto do solo, bem como o planeamento urbano (Rowlinson *et al.*, 1999).

Na última década houve um progresso significativo das técnicas de detecção remota, notando-se um crescente uso das imagens obtidas por este meio, resultante principalmente pelo desenvolvimento de novas técnicas de extracção de informação a partir de imagens, mas também devido à evolução e disponibilidade comercial de imagens de satélite com alta resolução espacial (pixels < 4 m x 4 m) (Lillesand *et al.*, 2008). Nas últimas décadas, foram realizados diversos estudos utilizando imagens de satélite com o objectivo de obter a cartografia dos tipos de cobertura vegetal, contribuindo substancialmente para uma melhor gestão das zonas ribeirinhas. As imagens de alta resolução espacial fornecem uma base para avaliar de forma coerente, regular, com precisão a cartografia e monitorização de áreas ribeirinhas.

Cartografia de zonas ripícolas com imagens de resolução espacial moderada

O projecto Landsat (<http://landsat.gsfc.nasa.gov>) é uma iniciativa conjunta da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e do *U.S. Geological Survey* (USGS). A primeira série Landsat (Land satélite) foi iniciada pelo Landsat-1, lançado em 1972 com o sensor multi-espectral Scanner (MSS), seguindo-se o Landsat-2 e 3. Este sensor tinha quatro bandas espectrais, duas na região do visível e duas na região do infravermelho próximo do espectro electromagnético, com uma resolução espacial de 68 m x 83 m, normalmente reamostrado para aproximadamente 60 m. O dimensão de cada imagem é 185 km x 185 km. As principais aplicações das imagens Landsat MSS têm sido na agricultura,

na monitorização ambiental, na floresta e no ordenamento do território (Lillesand *et al.*, 2008). O mais recente da série é o Landsat-7, que foi lançado em Abril de 1999 com o sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+). Trata-se de um sensor multi-espectral com sete bandas, três na região do visível, uma na região do infravermelho próximo, duas na região do infravermelho médio e uma no infravermelho térmico. Este sensor regista dados com uma resolução espacial de 30 m nas bandas do visível e do infravermelho e tem uma resolução temporal de 16 dias. Tal como acontece com o sensor MSS, uma cena inteira abrange uma área de 185 km x 185 km.

Uma das aplicações mais comuns das imagens do satélite Landsat, é o desenvolvimento de mapas de ocupação do solo. Nos últimos anos, este tipo de imagens têm sido frequentemente utilizadas na estimativa da quantidade dos diferentes tipos de coberto vegetal nas zonas ripícolas (Goetz, 2006). A cartografia da cobertura/uso do solo (LCLU) tem sido realizada frequentemente para estudos desenvolvidos em bacias hidrográficas, mas a origem das imagens e os métodos de processamento raramente são considerados durante a sua interpretação, tornando assim impossível a comparação dos resultados.

Apan *et al.* (2002) desenvolveram um método para produzir um mapa de LCLU para zonas ripícolas utilizando duas imagens do Vale Locker em Queensland, na Austrália: uma imagem Landsat MSS (1973) e outra do sensor Landsat TM (1997). Estes autores recorreram ao índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) para ajudar a quantificar a vegetação vigorosa e a biomassa vegetal. As imagens foram classificadas adoptando o método de detecção de mudanças pós-classificação entre as duas datas. Neste método foram utilizadas máscaras espaciais e técnicas de classificação supervisionada, resultando um mapa de coberto do solo para cada data, que com a ajuda de um SIG permitiu obter um mapa temático final com todas as combinações possíveis de alteração de uso do solo ocorridas nesse período. No entanto, este artigo não validou os resultados obtidos devido à falta de dados de campo. Os mapas produzidos identificaram mudanças na vegetação ripícola, e concluíram que a paisagem ripícola mudou significativamente durante o período em estudo (24 anos). A análise da estrutura da paisagem pode ser útil para a gestão destas áreas, especialmente para identificar percursos de rios com prioridade para reabilitação e preservação. Hewitt (1990) também utilizou dados Landsat TM para cartografar as áreas ripícolas associadas a rios, lagos e pântanos ao longo do rio Yakima na região central de Washington. A classificação resultante teve uma precisão global de 80%, considerando três tipos de cobertura terrestre, ou seja, água, zonas ripícolas, e outros.

Outro satélite utilizado em estudo de LCLU é a *Système Pour l'Observation de la Terre* (SPOT: <http://www.spot.com>). O programa SPOT iniciou-se em 1986 com o satélite SPOT 1, sob a responsabilidade

do *Centre National d'Études Spatiales* (CNES), em França. O SPOT 2 foi lançado em Janeiro de 1990, SPOT 3, em Novembro de 1993, mas este último falhou após um ano. Estes três satélites transportam um sensor *Visible High-Resolution sensor* (HRV) que adquire imagens no modo pancromático (região do visível no espectro) ou modo multi-espectral (XS – nas regiões do verde, vermelho e infravermelho do espectro eletromagnético). A resolução espacial é de 10 m em modo pancromático e de 20 m no modo multi-espectral, sendo a largura da faixa coberta de 60 km. O SPOT 4, lançada em Março de 1998, com o sensor *Visible and Infrared High-Resolution* (HRVIR), que é semelhante ao sensor HRV da geração anterior. O sensor mais recente da série destes satélites é o SPOT 5, que foi lançado em Maio de 2002, e que difere das gerações anteriores na alta resolução espacial de 5 m e 2,5 m (em vez de 10 m) no modo pancromático e nas bandas multi-espectrais com pixels de 10 m. As imagens multi-espectrais do satélite SPOT, devido à sua elevada resolução espacial, têm sido utilizadas para cartografar diversos tipos de informação de elevado pormenor, tais como vegetação, erosão do solo, ambientes urbanos e propriedades florestais.

Pinheiro *et al.* (2008) classificaram LCLU em zonas ripícolas do rio Concórdia, no sul do Brasil, utilizando imagens SPOT-5. Este estudo teve como objectivo analisar a relação entre LCLU destas zonas e a qualidade da água, através da utilização de três parâmetros: transporte e dispersão de fertilizantes; teor de compostos orgânicos; e organismos patogénicos. Foram consideradas faixas de 20, 30, 50, 100 e 200 m de largura ao longo do rio, sendo os mapas de LCLU obtidos a partir de imagens do satélite SPOT-5 com uma resolução espacial de 10 m (bandas multi-espectrais) e 2,5 m (banda pancromática). Verificou-se que os mapas de LCLU para as zonas ripícolas podem explicar a variabilidade dos índices de qualidade da água e das concentrações patogénicas totais.

As imagens multi-espectrais SPOT têm características suficientes para realizar a cartografia dos diferentes tipos de vegetação à escala da paisagem (Arbuckle *et al.*, 1999). No entanto, devido à limitada resolução espacial e espectral destes dados e à complexa topografia do terreno, a cartografia detalhada dos tipos de vegetação ripícola e sua estrutura requerem imagens com maior resolução espacial.

Cartografia de zonas ripícolas com integração de multiplas imagens

Diversos tipos de dados obtidos por detecção remota tem sido utilizados em vários estudos, com o objectivo de analisar e cartografar os corredores de vegetação ripícolas. Mouat e Lancaster (1996) investigaram a relação entre mapas de LCLU e parâmetros de qualidade da água obtidos a partir de fotografias aéreas e de imagens Landsat TM, mas não realizaram uma comparação formal das duas fontes de dados. Ao comparar estes dados, uma série de factores devem ser considerados (Turner, 1989; Collins e Woodcock, 1996), incluindo: (a) resolução espacial; (b) resolução espectral; (c) resolução radiométrica; (d) resolução temporal; (e) extensão geográfica; (f) metodologia de classificação; (g) número de classes LCLU; e (h) metodologia de avaliação da precisão.

Iverson *et al.* (2001) realizaram um levantamento da bacia hidrográfica de Vermilion, na zona centro-este do estado do Illinois, E.U.A. Foram utilizados três conjuntos de dados para avaliar uma extensão de 300 m da ocupação do solo em ambos os lados dos rios: (i) os dados do *U.S. Geological Survey's* sobre a ocupação e uso do solo, (ii) dados de cobertura vegetal digitalizada manualmente do programa *National High Altitude Photography*, e (iii) classificação de ocupação do solo com dados Landsat TM utilizando o método de classificação não supervisionada. A informação resultante foi avaliada em relação à distribuição espacial e, com o auxílio de fotografias aéreas e de mapas de quadrícula, atribuída a diferentes tipos de ocupação do solo. Na maioria dos casos, muitos conjuntos de pixels com características espectrais semelhantes foram agrupados de forma a representarem um único tipo de coberto vegetal. Os dados TM revelaram fornecer informações fiáveis para o efeito. Uma vez classificados, os dados TM e outros tipos de dados de satélite de fácil obtenção, podem ser facilmente transformados para este tipo de estudos. Os autores compararam os três resultados e concluíram que os dados TM podem ser úteis para inventariar matas ripícolas.

Lattin *et al.* (2004) compararam mapas resultantes de imagens Landsat com fotografias aéreas de infravermelhos obtidas especificamente para o estudo das zonas ripícolas das bacias hidrográficas do Oregon's Willamette Valley. Os autores concluíram que os dados com melhor resolução espacial (fotografias aéreas) permitem uma precisão superior, quando comparados com os dados TM, mais grosseiros, na cartografia de áreas ripícolas estreitas que estejam adjacentes a terrenos agrícolas. No entanto, com os dados multi-temporais do sensor TM, foram obtidos melhores resultados na distinção de culturas arvenses alinhadas junto a estas zonas. Da presença humana nestas zonas resultam alterações e actividades que são importantes cartografar, tal como a indicação da qualidade da água, devido ao potencial arrastamento de sedimentos, nutrientes e poluentes, especialmente aquando da sequência de fenómenos de cheia. Apesar da sua natureza diferente, as imagens Landsat e as fotografias aéreas revelaram-se bons instrumentos analíticos quando se correlacionam os tipos LCLU com indicadores de avaliação da qualidade fluvial, tais como o Índice de Integridade Biótica piscícola ou o teor de nitratos na água.

Rowlinson *et al.* (1999) realizaram um levantamento para identificar e avaliar diferentes fontes de dados de detecção remota com aplicabilidade à cartografia de vegetação invasora nas áreas ripícolas, utilizando videografia, fotografia aérea e imagens de satélite para uma pequena sub-bacia hidrográfica do KwaZulu-Natal na África do Sul. A videografia aérea é uma nova técnica que tem sido incorporada nas metodologias tradicionais de detecção remota, com o objectivo de reduzir o tempo de processamento de dados. Os resultados deste estudo mostraram que a técnica manual de identificação de vegetação ripícola a partir de fotografias aéreas a preto/branco de alta resolução espacial origina resultados de precisão superior e melhor relação de custo-eficácia; por oposição, a análise de videografia aérea e das imagens Landsat TM deram origem a uma cartografia de menor precisão.

Cartografia de zonas ribeirinhas a partir de imagens de satélite de alta resolução espacial

A maioria dos estudos actuais de detecção remota recorrem a dados relativamente grosseiros no que respeita à resolução espacial (por exemplo, Landsat

TM (30 m); SPOT HRV multi-espectral (20 m)). Os sensores com resolução espacial moderada (> 4 mx 4 m), podem ser insuficiente para a detecção e

análise das zonas ribeirinhas, pois o tamanho do pixel excede muitas vezes as dimensões físicas destas áreas, impedindo a análise de características individuais, e reduzindo o nível de variabilidade presente por causa da sua natureza heterogênea a uma escala menor do que a resolução espacial moderada dos pixels. No entanto, espera-se que, à medida que a resolução espacial dos sensores diminua, a detecção remota se torne numa valiosa fonte de informação para estudos detalhados da vegetação ripícola, da topografia, e do impacto da poluição difusa nos recursos hídricos.

Surgiram dois satélites com alta resolução espacial, o IKONOS (<http://www.geoeye.com>) e Quickbird (<http://www.digitalglobe.com>), cujos dados se revelaram mais viáveis para a cartografia das características biofísicas e topográficas das zonas ribeirinhas do que os dados dos sensores de resolução espacial moderada (Johansen e Phinn, 2008). A alta resolução espacial das imagens de satélite IKONOS é útil para muitas aplicações de gestão de recursos, incluindo as zonas ribeirinhas. O sensor do satélite IKONOS é um sistema de alta resolução espacial operado pelo GeoEye, e foi o primeiro satélite de propriedade comercial fornecendo imagens com pixels <1 m e <4 m em modo pancromático e multi-espectral, respectivamente (Dial *et al.*, 2003). Este sensor pode fornecer dados relevantes para quase todos os descritores dos estudos ambientais. Recorrendo a essas imagens, Antunes *et al.* (2003) apresentaram uma imagem classificada, baseada no método de análise orientada por objectos. Os objectos foram produzidos a partir de segmentação multi-resolução, através da fusão dos pixels adjacentes em objectos homogêneos, recorrendo às imagens IKONOS. A análise de imagem orientada por objectos revelou-se viável para a análise destes dados e adequada para a cartografia de zonas ribeirinhas. Estas imagens de alta resolução espacial apresentam características individuais maiores do que os pixels; no entanto os pixels que compõem uma determinada característica, por exemplo, uma copa, podem apresentar grandes variações espectrais. Esta variabilidade reduz a capacidade de sucesso na classificação deste tipo de características. A análise de imagem orientada a objectos reduz o nível de variabilidade de reflectâncias dessas características individuais através de fusão dos pixels em objectos. A classificação por Antunes *et al.* (2003) foi baseada em funções de pertença através de descritores contextuais, como a forma, a textura, as relações entre objectos e sub-objectos e localização das classes de ocupação do solo entre si. Foram avaliadas diferentes abordagens na classificação: semântica

de redes, classificação selectiva e classificação da alteração de contexto. O ensaio decorreu numa área agrícola próxima da cidade de Nova Esperança, Paraná (Brasil), com o objectivo de cartografar a vegetação ripícola ao longo do rio Porecatú. Considerando a complexidade e as diferentes estruturas da vegetação (floresta ripícola, eucaliptal e pântanos), a técnica de segmentação multi-resolução mostrou-se adequada na criação de imagens de objectos e na construção de relações espaciais.

Outro estudo com imagens IKONOS foi realizado por Goetz *et al.* (2003), que desenvolveram uma alternativa para a interpretação de fotografias aéreas com o objectivo de actualizar a cartografia de áreas florestadas, bem como para cartografar alterações que ocorreram no uso da terra, particularmente o desenvolvimento urbanístico e a intensificação de áreas impermeabilizadas. Outras aplicações relacionadas com estas, incluem a utilização destes dados para a análise ao sub-pixel da cobertura arbórea e pelas superfícies impermeabilizadas, utilizando para o efeito imagens de resolução espacial mais grosseira (Landsat, por exemplo). Este estudo demonstra a utilidade prática das imagens IKONOS, em particular para a cartografia de superfícies impermeabilizadas, cobertura arbórea e corredores ripícolas, as quais estão relacionadas com as condições das linhas de água.

A integração de dados de campo e de detecção remota é importante para o desenvolvimento de modelos que explicam propriedades biofísicas das zonas ribeirinhas e para validação dos resultados da cartografia. Diversos estudos realizados com imagens de alta resolução espacial contribuíram para a identificação do desafio que é o co-registo exacto destas duas fontes de dados. O nível de precisão geométrica necessária para a integração entre dados de campo e de imagem de alta resolução espacial geralmente não podem ser obtidos com o sistema de posicionamento global (GPS) convencional. Novas abordagens, como a identificação no terreno de pontos de controlo entre as áreas das classes facilmente reconhecíveis, tanto nos dados de campo como na imagem, pode ser usados para georreferenciar correctamente os dois tipos de dados, tornando possível uma sobreposição precisa (Johansen e Phinn, 2008; Johansen *et al.*, 2008).

Na Austrália, os métodos de medição e controlo dos ambientes ribeirinhos são estudados pelas autoridades locais, nacionais e agências

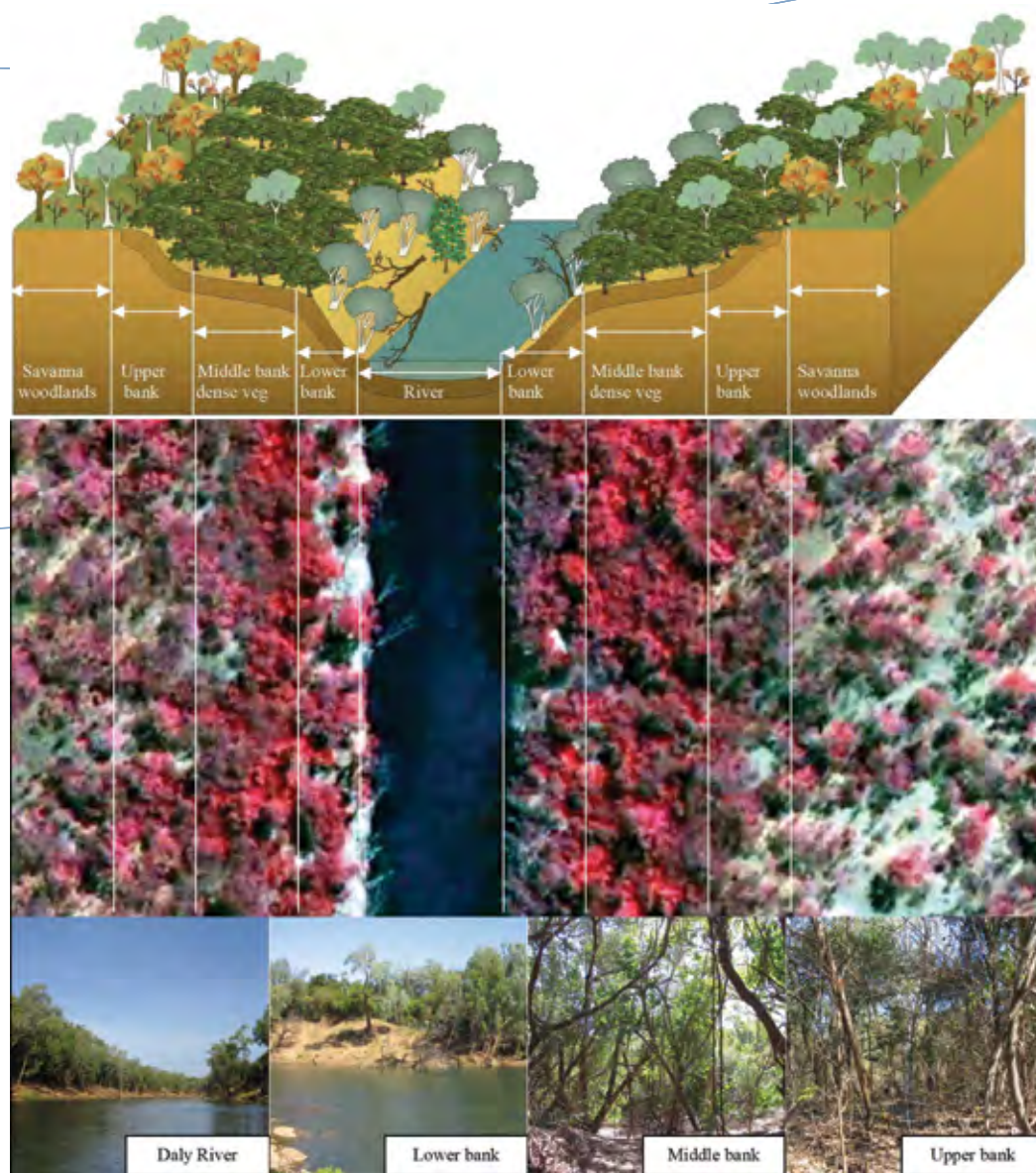


Figura 3.5.1 Sub-cenas de imagem do satélite Quickbird e fotografias de diferentes secções ao longo do Rio Daly, Territórios do Norte, Austrália. Fonte: Johansen *et al.* 2007; Simbologia para os diagramas cortesia da Integration and Application Network, University of Maryland, Centre for Environmental Science (<http://ian.umces.edu/symbols/>).

governamentais responsáveis pela manutenção destes ambientes (Johansen *et al.* 2007; Phinn e Johansen, 2008). Johansen *et al.* (2007) compararam dois ambientes ribeirinhos no que respeita à avaliação da condição das zonas ribeirinhas tropicais, o Método Tropical Expedito, ou Método da Condição Ripícola, desenvolvido para uma rápida avaliação no terreno das condições ambientais das áreas ripícolas da savana, e uma imagem baseada num sistema de monitorização do ambiente ripícola (Figura 3.5.1). As medições provenientes destas duas abordagens foram comparadas e correlacionadas. Os dados de satélites

utilizados incluem duas imagens multi-espectrais do Quickbird, com pixel de 2,4 m, captadas com um ano de intervalo. O sensor Quickbird tem uma alta resolução espacial e foi desenvolvido pela DigitalGlobe. Estas imagens de satélite são uma excelente fonte de dados ambientais, úteis para a análise das alterações de utilização do solo, na agricultura e na floresta. As medições de campo da distribuição do grau de coberto e das zonas descobertas foram obtidos a partir de fotografias tiradas com uma câmara digital, enquanto a camada orgânica foi medida no terreno. Estas medições de campo foram utilizadas

para calibrar e treinar as medições obtidas a partir da imagem e também para validar as classificações sobre elas realizadas. Neste estudo, foram utilizados índices de vegetação espectrais adequados a este tipo de análise, o NDVI, o *Enhanced Vegetation Index* (EVI), e o *Soil-Adjusted Vegetation Index* (SAVI), cujos valores foram convertidos em percentagem de grau de coberto e de matéria orgânica com base no melhor ajuste de modelos de regressão entre as medições de campo e os valores correspondentes dos índices de vegetação. Os autores concluíram, que

o número de ordem do curso de água, a largura da zona ripícola, a variação espacial, forma dos cursos de água, e a acessibilidade são factores importantes para determinar os benefícios da análise de campo versus avaliação através de imagem de satélite. A análise multi-temporal foi mais rigorosa e eficaz em termos de custos para linhas de água com extensões superiores a 200 km, sendo o método baseado na imagem utilizado devido à sua maior precisão comparativamente com as medições de campo efectuadas.

Cartografia das zonas ribeirinhas por sensores aero-transportados

A detecção remota tem sido utilizada de forma limitada para cartografar e monitorizar as características das áreas ribeirinhas, através da classificação espectral das espécies vegetais dominantes e dos seus parâmetros estruturais (Nagler *et al.*, 2001, Davis *et al.*, 2002; Dowling e Accad, 2003; Johansen e Phinn, 2006). A resolução espacial dos dados indica o potencial mínimo a cartografar. As imagens obtidas por sensores aero-transportados geralmente apresentam maior resolução espacial do que imagens ditas de alta resolução espacial obtidas pelos satélites disponíveis comercialmente (por exemplo, IKONOS, Geoeye-1, Geoeye, Quickbird e Digital Globe). Tendo em conta o nível de detalhe das imagens de sistemas aéreos, torna-se possível avaliar não só a classificação geral da vegetação, mas também as métricas da zona ripícola. Este tipo de métricas pode incluir a avaliação dos elementos lenhosos de grandes dimensões, da estabilidade das margens, e propriedades do curso de água.

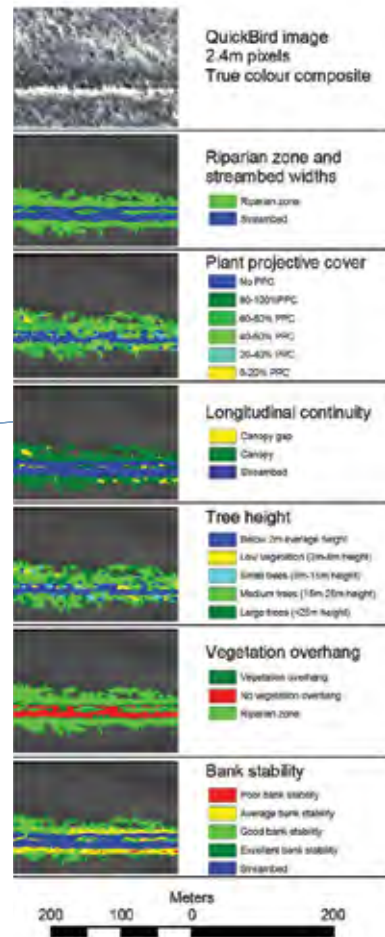
O factor escala é de significativa importância para o estudo de vegetação ripícola, sendo imposta pela resolução espacial da detecção de remota. Em estudos florestais, White e Mac Kenzie (1986) consideraram que o principal objectivo era encontrar uma escala em que um pixel integrasse a heterogeneidade relevante dentro de uma unidade a ser cartografada, sem causar qualquer alteração das fronteiras entre grandes áreas de tipos de cobertura diferente. Eles consideraram que a melhor resolução espacial depende do objectivo do estudo e das características próprias da paisagem, isto é, a dimensão da copa das árvores, a rugosidade das copas, o número de espécies dentro de cada mancha de vegetação dominante, a forma e a extensão das manchas de cada espécie vegetal, contraste espectral com a floresta em redor, e

a heterogeneidade produzida dentro da cada mancha por espécie florestal (Muller, 1997).

Milton *et al.* (1995), Bryant e Gilvear (1999) e Ferreira *et al.* (2005) utilizaram dados multi-temporais de detecção remota para detectarem alterações de motivo de zonas ripícolas, com imagens de satélite ou fotografia. Com a expansão no mercado de sensores digitais aero-transportados, os quais fornecem dados de muito alta resolução espacial (<0.5 m x 0,5 m pixels), torna-se provável que esta fonte de informação seja utilizada para a cartografia e monitorização de ambientes ripícolas. Johansen *et al.* (2008) destacaram os avanços na área dos sensores aéreos digitais (como sensores da Vexcel Ultracam, Leica ADS, e sensores Intergraph DMC) em relação aos dados obtidos por satélite. Este tipo de dados pode ser obtido de forma rápida, nos momentos oportunos e em locais especificados pelo utilizador, aumentando assim a probabilidade de obter imagens sem nuvens. Recentemente, estes sensores digitais tornaram-se mais competitivos em relação às imagens de satélite, em termos de custos, precisão e flexibilidade de utilização.

Com o objectivo de obter informações mais detalhadas na análise das imagens, surgiu uma nova abordagem que considera a informação ao nível do sub-pixel, ou seja, na cartografia da cobertura vegetal é considerada a proporção ocupada por cada tipo de vegetação em cada pixel. Esta informação é obtida principalmente através da utilização de uma classificação baseada num algoritmo em árvore, que indica continuamente as estimativas de cada tipo de coberto vegetal (Hansen *et al.*, 2002). A análise por árvore de decisão é uma classificação não-paramétrica que, através de constantes divisões em

LiDAR derived maps of riparian zone biophysical parameters



Standard LiDAR derived raster products used for calculation of riparian biophysical parameters

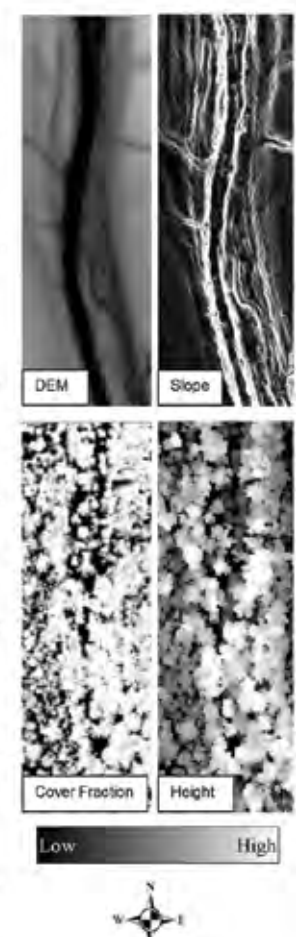


Figura 3.5.2 Produtos matriciais derivados do LiDAR e exemplos de mapas de parâmetros biofísicos e de relevo de zonas ripícolas da savana tropical na Austrália. (Adaptado de Johansen *et al.*, (em revisão)).

conjuntos de dados cada vez mais homogêneos, divide uma imagem em regiões (Oliver e Hand, 1996). A detecção remota através de laser é um avanço nesta área, tornando possível a obtenção de informação detalhada na análise das propriedades de zonas delimitadas, como a variação topográfica e a estrutura multi-dimensional da vegetação.

Os sistemas Light Detection and Ranging (LiDAR) (Lefsky *et al.*, 2002) são outro tipo de dados de detecção remota utilizados nos últimos anos. Os sensores do sistema LiDAR obtêm informações sobre a altitude e a reflectância da superfície, bem como da vegetação. Estes dados são obtidos através da medição de um impulso ou onda contínua de laser a partir de um transmissor aero-transportado, para o qual a

sua posição é medida com precisão. O processamento do sinal reflectido pela superfície fornece uma medida exacta da distância entre o transmissor e a superfície reflectora, com base na medição do tempo de viagem do impulso laser e da posição precisa do sensor (Lefsky *et al.*, 2002). Os dados LiDAR podem fornecer informação detalhada da altura total das árvores com uma precisão de poucos centímetros. Estes produtos proporcionam uma melhor definição da rede hidrográfica e das bacias de drenagem a partir de Modelos Digitais do Terreno, enquanto a definição topográfica no interior das zonas ripícolas tampão pode ser derivada e utilizada conjuntamente com a informação da vegetação associada, de modo a proporcionar uma caracterização melhorada das propriedades físicas das zonas tampão (Figura 3.5.2).

Antonarakis *et al.* (2008) classificaram cinco tipos de florestas ripícolas ao longo de três meandros de dois rios na França, obtendo uma precisão entre 66% e 98% no que respeita à informação das formas do relevo e intensidade obtida a partir de dados LiDAR. As tecnologias de ponta para a cartografia de zonas ribeirinhas vêm mostrar como os dados LiDAR, podem ser utilizados na quantificação de parâmetros biofísicos, de topografia, da intensidade

multi-temporal e avaliar as alterações a duas e três dimensões. Futuramente, os estudos para a utilização de imagens de alta resolução espacial para cartografia de parâmetros biofísicos e topográficos de zonas ripícolas serão possivelmente baseados em processos parcialmente automáticos, de forma a gerar mapas consistentes, mais adequados para o planeamento e gestão dos recursos naturais.

Considerações finais

A detecção remota é uma técnica eficiente em termos de custos e de tempo para a identificação de diferentes tipos de vegetação em áreas ripícolas. Os dados de detecção remota podem ser incorporados num SIG, que pode ser utilizado como uma ferramenta de gestão de áreas ribeirinhas. Até à data, a principal aplicação dos dados de detecção remota nas zonas ribeirinhas tem sido na cartografia das classes de cobertura do solo. Este tipo de cartografia utiliza-se principalmente para auxiliar na gestão destas áreas. Os métodos tradicionais de classificação do coberto do solo para as galerias ripícolas são: (a) algoritmos (supervisionados e não supervisionados) à escala do pixel; (b) análise de árvore de decisão; e (c) limiares aplicados aos índices de vegetação. Nos últimos anos, as imagens de alta resolução espacial provenientes de sensores aerotransportados e de satélite tornaram-se mais abundantes, proporcionando imagens mais adequadas para a avaliação detalhada das características biofísicas e topográficas das zonas ribeirinhas; tal situação permitiu uma melhoria significativa da caracterização das propriedades deste tipo de zonas. Com o aumento crescente da resolução espacial das imagens obtidas por

sensores aerotransportados e por satélite (Johansen *et al.*, 2008), a análise de imagem orientada por objecto, usando funções de pertença, tornou-se uma abordagem mais adequada para reduzir a variabilidade da reflectividade, mantendo, no entanto, o elevado nível de pormenor indispensável para a cartografia das zonas ribeirinhas. Num futuro próximo, prevê-se uma expansão dos novos métodos de análise actualmente em desenvolvimento, especialmente com a crescente disponibilidade de dados provenientes de sensores LiDAR *full waveform small footprint* e de novos programas informáticos, que estão a ser desenvolvidos para avaliação dos dados multi-temporais e tridimensionais dos sensores LiDAR, bem como para uma automação parcial de rotinas de classificação. Provavelmente, a investigação futura na cartografia de zonas ribeirinhas beneficiará do incremento da dimensão dos dados, através da integração e processamento combinado de diferentes conjuntos de dados de imagens, nomeadamente imagens de satélite/sensores aerotransportados de alta resolução espacial e dados provenientes de sensores LiDAR aerotransportados.

Bibliografia

Antonarakis AS, Richards KS, Brasington J (2008) Object-based land cover classification using airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 112(6):2988-2998

Artunres 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, Huryn AD, Israel SA (1999) Landcover classification in the Taieri River Catchment, New Zealand: A Focus on the Riparian Zone. Published by 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, Carroll 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, Szafoni DL, Baum SE, Cook EA (2001) A riparian wildlife habitat evaluation scheme developed using GIS. *Environmental Management* 28(5):639-654

Jensen JR, Rutchev K, Koch MS, Narumalani S (1995) Inland wetland change detection in the Everglades water conservation area 2A using a time series of normalized remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering remote sensing* 61:199-209

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 (in review) Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-oriented image analysis. *Trees: Structure and Function* (in review)

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. In: 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

A entrada em vigor da Convenção sobre Diversidade Biológica (Cf. <http://www.cbd.int>) veio salientar durante a última década a importância da monitorização da biodiversidade. Conceitos como desenvolvimento sustentável, biodiversidade, conservação da natureza e bio-indicadores, tornaram-se amplamente reconhecidos devido em grande parte à sua divulgação através dos meios de comunicação social. No entanto, o enquadramento teórico destes conceitos e a percepção que o público em geral possui, pode originar constrangimentos

na gestão do território, especialmente se estiverem envolvidos vários agentes (técnicos e decisores locais, regionais ou nacionais). A questão que se coloca é: como aplicar os conceitos teóricos de uma forma prática e objectiva? Neste capítulo iremos abordar de um modo breve o tema das aves ripícolas e aquáticas enquanto bio-indicadores e tentaremos clarificar: (1) o que é um bio-indicador e que informação é que ele nos pode fornecer; (2) como seleccionar o indicador adequado; e (3) sugerir um protocolo faseado para a avaliação das aves associadas a um troço ripícola.

O que é um bio-indicador?

O termo bio-indicador, no seu sentido mais lato, pode ser definido como os organismos, ou grupos de organismos (e.g. comunidades) utilizados para monitorizar alterações ambientais em ecossistemas ou habitats. Os bio-indicadores podem ser usados em diferentes campos da biologia e das ciências ambientais, mas conforme o seu alcance e de acordo com os organismos envolvidos, podem ser utilizadas diferentes metodologias para a sua avaliação. Para atingir o seu objectivo, os bio-indicadores devem ser fiáveis e indicativos do estado específico de um habitat/ecossistema.

Os indicadores sintetizam informação sobre questões ambientais complexas, indicando o estado global e as tendências da diversidade biológica. São normalmente utilizados para simplificar, quantificar e comunicar o estado, alterações e tendências de determinados tópicos. Podem ser utilizados a diferentes escalas geográficas, desde local até global, desde regional até Europeia (Delbaere, 2002), consoante os objectivos considerados.

Existem diversas abordagens para a obtenção de um indicador do estado da vida selvagem. Frequentemente, o procedimento mais comum é medir a diversidade utilizando a perda ou ganho de espécies para estimar ou medir as tendências da biodiversidade (Gregory *et al.*, 2003). A selecção do conjunto apropriado de indicadores para cada caso é fundamental para o seu sucesso. Um indicador deve ser quantitativo, simplificador, orientado para o utilizador, relevante para o plano de acção, cientificamente credível, reactivo a mudanças, facilmente compreensível, de recolha realista e susceptível de ser analisado (e.g. Carignan e Villard, 2001; Gregory *et al.*, 2003). Como mencionado por Delbaere (2002), conseguir o melhor indicador é uma questão difícil mas central que influencia a monitorização e a coordenação dos fluxos de dados, com vista à produção da informação necessária – indo da ciência para a implementação prática do plano de acção.

As Aves como bio-indicadores

Entre os vertebrados terrestres, as aves são frequentemente usadas como bio-indicadores (e.g. Burnett *et al.*, 2005; Gregory *et al.*, 2005; Padoa-Schioppa *et al.*, 2006). Ocupam uma grande diversidade de habitats por todo o mundo e normalmente ocorrem em grande número (Tucker e Heath 1994). Diversas espécies são bastante sensíveis a alterações ambientais, a elas reagindo rapidamente. Adicionalmente, as aves são usadas como indicadores de alterações noutros grupos (Tucker e Heath 1994).

Acresce que as aves constituem o grupo biológico mais estudado tendo em conta a quantidade de informação disponível, conhecendo-se alterações nas tendências populacionais e distribuição de diversas espécies ou grupos de espécies. Estes dados encontram-se compilados em bases de dados detalhadas (e.g. Atlas) a níveis nacionais e/ou continentais. Quando comparadas com outros vertebrados terrestres, as contagens de aves são relativamente simples de obter e podem ser registadas de uma forma sistemática ao

longo do tempo, obtendo séries temporais de dados. Outra característica importante é a sua popularidade junto do público em geral, transversal a todas as classes etárias, permitindo assim a existência de um grande número de voluntários interessados em participar em diversos programas de monitorização. De facto, a facilidade de delinear monitorizações através de protocolos de inventariação simples é provavelmente a principal razão do uso das aves como bio-indicadores ser tão atractivo. O ciclo de vida das aves é mais longo do que o de outros organismos usados como bio-indicadores (e.g. diatomáceas, invertebrados, ou peixes), aumentando a sua sensibilidade a impactos cumulativos no ambiente.

Existe na União Europeia (UE) um excelente exemplo sobre o uso de aves como bio-indicadores: o *European Bird Population Index* (índice das Populações de Aves da Europa), que é um dos indicadores estruturais para o ambiente do EUROSTAT. Este índice da UE é baseado em dados de tendências populacionais fornecidos por 18 Estados Membros. Anualmente ocorrem monitorizações nacionais sobre reprodução de aves, ao abrigo do *Pan-European Common Bird Monitoring Scheme* (programa Pan-Europeu de Monitorização das Aves Comuns) (consultar <http://ec.europa.eu/eurostat>). O índice fornece dados sobre as tendências

populacionais das aves comuns com especial incidência nas espécies associadas aos ambientes florestais e agrícolas (Figura 3.6.1), demonstrando claramente que, nas últimas décadas, as aves comuns associadas aos meios agrícolas sofreram um declínio populacional nas paisagens rurais da Europa.

No entanto, devido a alguns atributos negativos, as aves estão longe de constituírem uma panaceia para a monitorização das alterações ambientais ou das condições dum ecossistema. Entre várias desvantagens, salientamos a sua mobilidade, o que torna complicado definir causas específicas dum determinado local quando se detectam elevados valores de mortalidade ou uma rápida diminuição da população, visto que os factores envolvidos podem estar a operar noutro local (ou até em áreas geográficas diferentes, nomeadamente quando estão em causa espécies migratórias). Para mitigar os efeitos resultantes da volatilidade espacial das aves, os ornitólogos têm sugerido que o seu estudo quantitativo deve ser concentrado na época de reprodução; tal situação resulta da constância espacial relativa da maioria das espécies, imposta pelo comportamento territorial (ainda assim, têm sido descritos diferentes tipos de territórios em aves, o que pode complicar o processo).

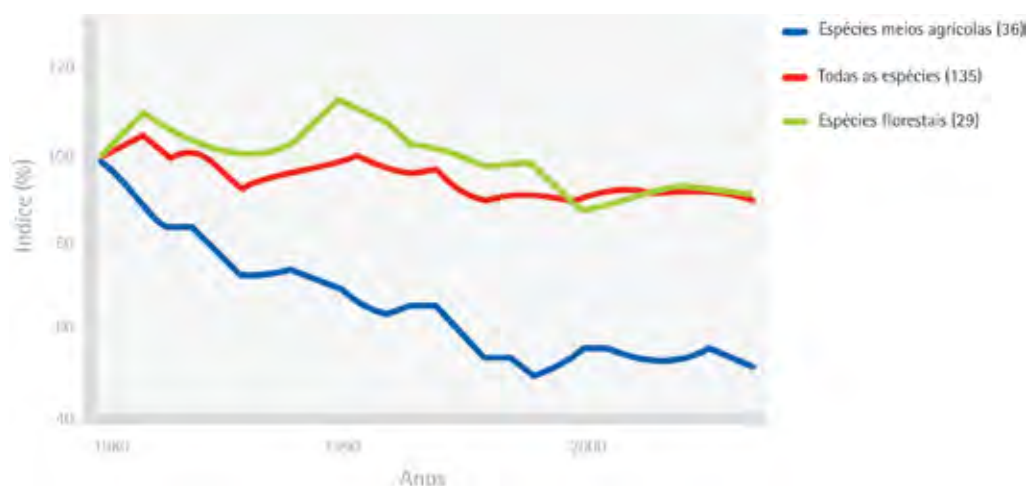


Figura 3.6.1 Tendências populacionais das espécies de aves comuns na Europa (European Bird Population Index) ao longo do período 1980-2007 (adaptado de PECBMS 2009). Entre parêntesis encontra-se o número de espécies de cada série.

Nos últimos anos tornou-se comum a utilização de organismos aquáticos para avaliar a integridade biótica dos ecossistemas ripícolas. Foram desenvolvidos diversos índices para diferentes taxa, nomeadamente peixes, macro invertebrados, macrófitas e diatomáceas. No que se refere às aves, têm havido diversas tentativas para criar índices que relacionem atributos ornitológicos (composição, riqueza, densidade, diversidade das espécies, categorias tróficas) com características aquáticas e ripícolas dos troços de rio amostrados (qualidade da água, tipo de escoamento, declive das margens, substrato, densidade e estrutura da vegetação ribeirinha). Utilizando a metodologia dos pontos-de-escuta para fazer a avaliação das comunidades nidificantes de aves, Roché e Frochot (1993) documentaram a existência de zonas ornitológicas em três rios Franceses, ao longo do gradiente montante-jusante. O seu modelo inclui quatro zonas desde a cabeceira até à foz, cada uma caracterizada por uma espécie de ave: o Melro-de-água (*Cinclus cinclus*) no primeiro sector, o Maçarico-das-rochas (*Actitis hypoleucos*) no segundo, a Andorinha-domar-comum (*Sterna hirundo*) no terceiro, sendo o quarto sector caracterizado pelo Galeirão (*Fulica atra*). Os autores observaram também que as zonas ornitológicas eram análogas às zonas piscícolas descritas anteriormente, sugerindo um modelo geral que incorpora padrões do leito ribeirinho, como quedas de água, zonas anastomosadas (isto é, com múltiplos canais que se juntam e separam em vários locais) e meandros (Roché e Frochot, op. cit.).

Um dos vertebrados indicadores da qualidade da água mais conhecidos é o Melro-de-água (*Cinclus cinclus*), um passeriforme aquático pertencente à Família Cinclidae, que inclui Aves aquáticas com particularidades únicas, como a aptidão para mergulhar e nadar debaixo de água (Figura 3.6.2). A



Figura 3.6.2 O Melro-de-água (*Cinclus cinclus*) é uma ave especializada em ambientes ripícolas, frequentemente considerada um bom indicador da qualidade da água (Fotografia: Jean Roché).

sua distribuição na Europa está fortemente associada a rios com correntes rápidas, maioritariamente em áreas de cota elevada, com águas frias e cristalinas, onde se podem alimentar de ninfas ou larvas de insectos, camarões de água doce ou pequenos peixes (e.g. Cramp e Simmons, 1988).

Os Melros-de-água são monogâmicos e fortemente territoriais no decurso do ano, estabelecendo os seus territórios longitudinalmente ao longo do rio. No Reino Unido, Ormerod *et al.* (1987, 1991) documentaram uma forte associação entre a presença desta espécie e a baixa acidez da água de rios e ribeiros. No Centro da Itália, Sorace *et al.* (2002) conduziram um estudo com o objectivo de determinar se a sua presença é afectada pela poluição do curso de água. Foram amostrados 47 troços de 35 cursos de água e concluíram que em 93,3% dos casos os Melros-de-água ocorreram em rios não poluídos e estavam ausentes em 93,7% dos rios poluídos. Adicionalmente, foi possível determinar que em alguns cursos de água, a espécie desapareceu após a degradação da qualidade da água. Segundo os autores, o Melro-de-água não só regista alterações da qualidade da água ao longo do tempo, como também é sensível à poluição, reforçando desta forma o seu papel de bio-indicador (Sorace *et al.*, 2002).

Na impossibilidade de usar uma espécie indicadora como no exemplo anterior, é frequente recorrer a uma abordagem que englobe a comunidade de aves associada aos cursos de água. A comunidade funciona assim como um indicador das características de habitat do leito e margens de um rio, bem como, das modificações induzidas por actividades humanas (e.g. alterações nos declives das margens, corte da vegetação, pastoreio de gado), baseando-se na resposta a alterações no tipo e densidade da vegetação, quer no corredor ribeirinho, quer na paisagem circundante. No Vale de Willamette (EUA), Bryce *et al.* (2002) procuraram avaliar o impacto humano em troços de rios criando o Índice de Integridade da Avifauna (*Bird Integrity Index - BII*), utilizando a comunidade de aves como indicador. Os autores avaliaram de forma sistemática diversas métricas avifaunísticas (e.g. riqueza, abundância total, migradores de longa distância, grupos tróficos, tolerância a perturbações humanas, estratégias de nidificação), de forma a determinar o seu valor enquanto indicadores. Posteriormente combinaram as métricas seleccionadas criando um índice de integridade ornitológica utilizado para avaliar a condição de troços ribeirinhos. Em conclusão,

eles salientaram que o índice de integridade da avifauna aparenta ser uma útil ferramenta de gestão e monitorização para a avaliação da integridade ripícola.

Existem alguns constrangimentos inerentes ao uso generalizado das aves enquanto bio-indicadores, contudo é importante salientar que a avaliação

ornitológica pode permitir obter informações chave sobre características ecológicas das paisagens ripícolas. Na prática, as aves aquáticas (*anatídeos*, *ralídeos* e *limícolas*) podem providenciar informações úteis sobre a integridade e dinâmica do leito do rio, enquanto as aves florestais associadas às margens ribeirinhas podem ser usadas no estudo de todos os níveis da vegetação ripícola.

Como avaliar as comunidades de aves associadas aos ecossistemas ripícolas?

A destruição ou modificação de corredores ripícolas tem vindo a aumentar como resultado da pressão humana (Kaufmann *et al.*, 1997; Rottenborn, 1999; Nilsson *et al.*, 2005). Este facto, associado ao longo historial de uso intensivo do solo e de perturbações de origem antropogénica (Décamps *et al.*, 1988; Corbacho *et al.*, 2003), reforça a necessidade de se acelerarem as acções para a sua recuperação.

Considerando a atractividade das aves, bem como a facilidade de aplicação da maioria dos protocolos de censos de avifauna, gostaríamos de sugerir nesta secção, um procedimento faseado simples para a avaliação das comunidades de aves associadas a um troço de rio cuja recuperação esteja eventualmente a ser planeada. Desta forma e em devido tempo, poderá vir a ser possível detectar alterações na composição e abundância de espécies, podendo ser estabelecidas associações com características do habitat.

Os seguintes passos devem ser tomados em consideração:

- a) Avaliação da situação de referência: antes das acções de recuperação/reabilitação deve ser recolhida informação sobre os habitats e espécies de aves presentes. Também devem ser recolhidos dados sobre espécies potenciais. Esta informação de base é fundamental para delinear no espaço e no tempo as acções a implementar, de acordo com a distribuição e ecologia das espécies. A situação de referência serve também para avaliar o sucesso das acções de reabilitação;
- b) Que aves seleccionar: sempre que possível, sugerimos uma abordagem metodológica ao nível da comunidade em vez da utilização de uma única espécie. Desta forma procuramos evitar as alterações decorrentes de flutuações naturais das populações de uma só espécie e o eventual

efeito enganador de outros factores para além das alterações em habitat ripícolas;

- c) Área de controlo: a existência de uma área de controlo não intervencionada no mesmo curso de água ou noutra com características de habitat semelhante (pertencente à mesma bacia hidrográfica) é muito útil para avaliar o efeito das acções realizadas. Permitirá sobretudo evitar eventuais interpretações idealistas dos resultados obtidos;
- d) Escolha dos métodos e locais de amostragem: recomendamos o uso de uma metodologia padronizada. Tal opção permitirá futuras comparações com outros trabalhos e a replicação das inventariações durante um período temporal quase ilimitado. Aconselhamos a aplicação da metodologia de pontos-de-escuta (e.g. Blondel *et al.* 1981) com duração entre 10 e 20 minutos (divididos em períodos de 5 minutos) e limite de distância (bandas separadas por 25m). O número de bandas de censo a usar está relacionado com a largura do rio e deve ser mantido ao longo de toda a área de intervenção. No contexto do Projecto RIPIDURABLE (www.ripidurable.eu), foram utilizadas duas bandas de observação (25 e 50m) em rios cuja largura do leito variava entre 5m e 15m, mas em rios de maior dimensão podem ser adicionadas mais bandas. O número e localização dos pontos de amostragem deverão variar conforme o caso em estudo. Devem no entanto estar separados entre si de modo a garantir a independência das observações (por exemplo, a 250metros) e distribuídos de um modo sistemático;
- e) Interpretação dos resultados: os resultados dos censos de aves devem fornecer informações sobre as acções de reabilitação efectuadas, com base nas associações aves-habitat. Como tal, deve ser

dada particular atenção às variáveis ambientais relacionadas com características do habitat. Estas devem reflectir as acções de reabilitação e o desenvolvimento das medidas tomadas. A utilização de variáveis ambientais, riqueza e abundância de espécies de aves, torna possível a construção de modelos preditivos que poderão ser úteis para o plano de reabilitação ou restauro. Se necessário, os resultados podem ser usados de forma a promover eventuais ajustamentos ao plano existente, mas também para promover acções educacionais e informativas para o público;

f) Replicabilidade: para avaliar o sucesso do processo de reabilitação é necessário efectuar uma monitorização ao longo do tempo, sendo essa a razão pela qual se afigura tão importante a utilização de uma metodologia que possa ser replicada. Dependendo da escala espacial do projecto e da logística disponível, as acções de monitorização podem ser conduzidas anualmente ou em cada dois ou três anos.

Bibliografia

Birdlife International. Birdlife Conservation Series 3

Blondel J, Ferry C, Frochot B (1981) Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6: 414-420

Bryce SA, Hughes RM and 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)*. 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. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 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 worlds 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. In: Diamond AW, Filion FL (eds). *The Value of Birds*. ICBP Technical Publication, 6, International Council for Bird Preservation, 191-209, 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

PECBMS (2009) *The State of Europe's Common Birds 2008*. CSO/RSPB, Prague.

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*. Cambridge, UK



4

Desenvolvimento
e implementação de
um projecto

Introdu3o

A metodologia a adoptar na elabora3o de um projecto envolve diversas fases e etapas, projectadas de modo a permitir a concretiza3o dos objectivos definidos. A sequ4ncia de a33es inclui a recolha de dados de base que possibilitam a an3lise e caracteriza3o da situa3o existente, permitindo

a sua avalia3o, o diagn3stico dos problemas, o estabelecimento de objectivos e a defini3o do tipo de troos a submeter a um projecto de recupera3o, conforme se esquematiza no fluxograma seguinte (Figura 4.1.1):

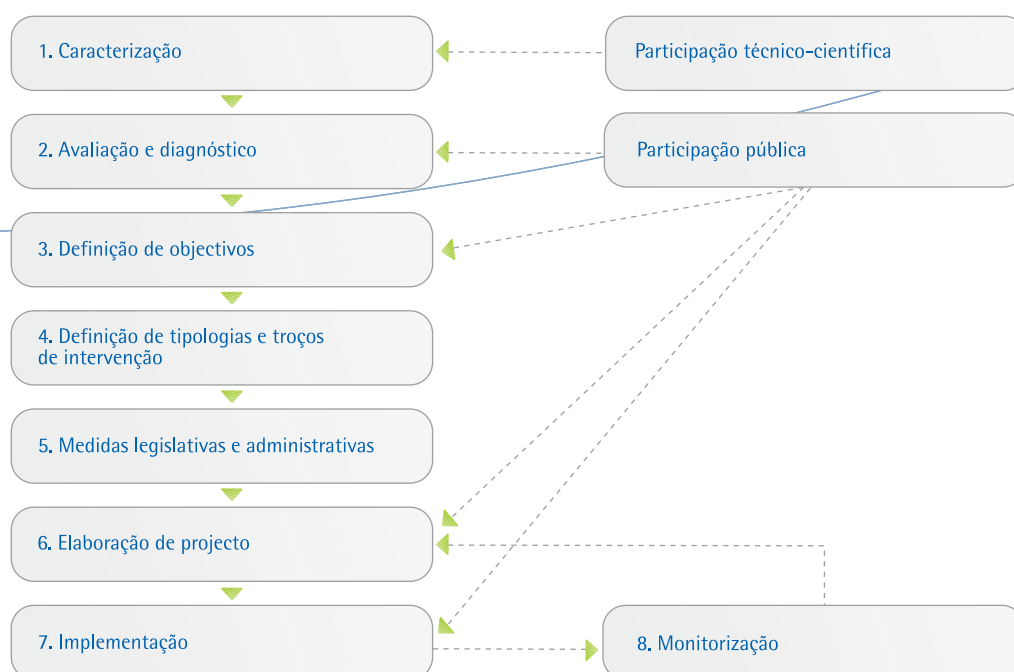


Figura 4.1.1 Esquematiza3o do processo de elabora3o de um projecto de recupera3o de sistemas fluviais.

Caracteriza3o

3o fundamental proceder 3o caracteriza3o dos diversos factores que contribuem para a diversidade e funcionamento dos sistemas fluviais, o que torna necess3rio o desenvolvimento de an3lises e de estudos incidentes sobre diversos componentes destes sistemas. Deste modo, 3o necess3ria uma abordagem multidisciplinar e uma recolha de diversos par3metros espec3ficos que visam analisar a integridade ecol3gica do ecossistema ribeirinho.

Sem preju3zo de outros aspectos que se revelem necess3rios para um estudo exaustivo das situa33es a desenvolver, listam-se seguidamente, com car3cter indicativo, alguns factores e par3metros cujo levantamento e caracteriza3o se aconselham no desenvolvimento de projectos desta natureza:

- A. Reconhecimento do troço
 - 1) Enquadramento na bacia hidrográfica
 - 2) Enquadramento topográfico
 - 3) Largura, extensão e dimensões
 - 4) Grau de linearidade
- B. Hidrologia
 - 1) Registos pluviométricos
 - 2) Caudal integral anual
 - 3) Caudais sazonais
 - 4) Caudais de ponta de cheia (período de retorno: 5, 10, 50, 100 anos)
 - 5) Caudais de estiagem
 - 6) N.º de meses com escoamento
 - 7) Dimensão e forma da bacia
- C. Erosão e carga de sedimentos
 - 1) Caracterização dos processos de erosão
 - 2) Quantificação da erosão superficial
 - 3) Caracterização da erosão torrencial
- D. Processos fluviais
 - 1) Dimensão e forma do leito
 - 2) Composição do substrato
 - 3) Relação transversal entre o leito menor e o leito de cheia
 - 4) Evidência de assoreamento
 - 5) Erosão das margens
 - 6) Erosão do leito de cheia
 - 7) Mobilidade do leito
 - 8) Tipo de sedimentos
- E. Qualidade da água
 - 1) pH
 - 2) Condutividade eléctrica
 - 3) Cor
 - 4) Temperatura
 - 5) Oxigénio dissolvido
 - 6) Carência bioquímica de oxigénio no fim de 5 dias (CBO5)
 - 7) Carência química de oxigénio (CQO)
 - 8) Sedimentos em suspensão
- F. Vegetação ribeirinha e do leito de cheia
 - 1) Tipo de comunidade
 - 2) Distribuição da comunidade
 - 3) Grau de cobertura
 - 4) Grau de continuidade
- G. Espécies vegetais e animais
 - 1) Espécies aquáticas
 - 2) Espécies ripícolas
 - 3) Espécies autóctones vs. exóticas
 - 4) Espécies endémicas raras ou em vias de extinção
 - 5) Macroinvertebrados ou vertebrados indicadores da qualidade da água
- H. Integridade ecológica do sistema ribeirinho

Definição de equipa técnico-científica

A fase de caracterização de um projecto de restauro é de extrema importância para a viabilidade futura da sua implementação, pelo que é extremamente importante a presença de meios técnicos humanos altamente qualificados e com elevado grau de experiência. O envolvimento precoce numa consultoria constituída por uma equipa multidisciplinar é vital. A equipa que

proceder à fase de caracterização deverá também, na medida do possível, ser envolvida nas fases de elaboração e de implementação do projecto. Esta equipa deverá ser constituída tanto por engenheiros como por biólogos, que apresentem conhecimentos nas áreas de ecologia terrestre e aquática, hidrologia, hidráulica, geomorfologia e transporte de sedimentos.

Avaliação e diagnóstico

Nesta fase deverá assegurar-se o envolvimento de todas as partes interessadas, garantindo deste modo a integração da comunidade no desenrolar do projecto. O sucesso de uma operação deste tipo está largamente dependente da sua aceitação e disponibilidade de informação por parte de todos os intervenientes no sistema ribeirinho, sendo por isso necessário criar consensos entre proprietários, utilizadores e equipa técnica do projecto, de modo a que a fase subsequente incorpore as necessidades de todas as partes.

Muitas vezes é importante abordar aspectos tão relevantes como os limites de intervenção, seja um troço ou uma bacia, pois estes aspectos influenciarão a jurisdição aplicável ao projecto. Nestas situações pode estar em causa o envolvimento de apenas um ou dois proprietários ou, pelo contrário, podem envolver, também administrações locais, regionais ou centrais.

Deste modo, torna-se importante formar um grupo de aconselhamento que deverá integrar cidadãos privados, organismos de interesse público, grupos de interesse económico, entidades oficiais com jurisdição sobre a área, bem como organizações não-governamentais de defesa do ambiente e do património.

Este grupo de aconselhamento deverá reunir-se periodicamente para (FISRWG, 2001):

- a) Identificar os vários interesses públicos no projecto.
- b) Providenciar diversos pontos de vista e propor objectivos aos órgãos decisores.
- c) Assegurar que os valores locais são tidos em consideração durante a implementação do projecto.
- d) Planear as melhores alternativas para o desenvolvimento das actividades de acordo com os interesses de todos.

O grupo de aconselhamento deve estar consciente que é um órgão de carácter consultivo, sendo a tomada de decisão da responsabilidade do promotor do projecto. Apesar dos membros deste grupo desempenharem um papel fundamental no planeamento e implementação do projecto, não tomarão as decisões finais.

Na fase de avaliação e diagnóstico é importante envolver estes grupos de aconselhamento e assegurar a participação pública ao longo de todo o projecto. Frequentemente, é difícil estabelecer estes grupos, sendo que para captar o interesse do público podem-se publicar anúncios nos meios de comunicação social, escrever às instituições potencialmente interessadas ou contactar directamente parceiros potenciais, como por exemplo os proprietários.

Definição de objectivos

Depois de se obter uma perspectiva global da situação, e no seguimento da fase de caracterização, devem-se definir o âmbito e objectivos do projecto. Poderá ser útil reflectir um pouco sobre alguns conceitos gerais da ecologia do restauro (e.g. a

definição de "restauro"), bem como determinar as condições de referência e possíveis cenários futuros. Nos capítulos 1.2 e 3.3 deste guia é fornecida uma descrição detalhada destes conceitos, bem como da sua utilidade na definição dos objectivos do projecto.

Definição da tipologia e troços de intervenção

A definição das áreas, tipologia e troços de intervenção é sempre um tema complexo, pois está directamente relacionado com a definição de objectivos e com a participação activa dos grupos de aconselhamento, bem como com os requisitos técnicos necessários para que se atinjam os objectivos definidos.

Numa primeira fase, após terem sido acordados os objectivos com o grupo de aconselhamento, serão os técnicos a definir quais os limites geográficos de intervenção (recorrendo a análises dos dados recolhidos na fase de caracterização). Após esta fase, os limites de intervenção terão que ser novamente

revistos pelo grupo de aconselhamento, de modo a que se chegue a um acordo e todos os intervenientes no processo sejam esclarecidos sobre as possibilidades reais de atingir os objectivos propostos.

Neste âmbito é importante referir que, quando os limites geográficos são definidos, estes devem reflectir os processos ecológicos relevantes e as várias escalas em que os processos ecológicos influenciam os rios.

Após ter sido definida a localização do projecto, estabelecendo troços prioritários de actuação e respectivos limites, é necessário identificar os proprietários dos terrenos onde se pretendem realizar as intervenções. O tipo de intervenção a ter lugar irá depender quer do tipo de proprietário de terreno, quer do regime jurídico associado à margem e terrenos adjacentes ao rio. Poderá ser necessário actuar de diferentes formas, de modo a atingir os objectivos propostos, incluindo a participação pública.

Importa reter que, sem uma eficaz informação das partes interessadas, como proprietários de terrenos e outros utilizadores dos troços a restaurar, bem como na ausência duma efectiva participação pública, as

intervenções correm o risco de fracassar no longo prazo. Tal situação pode resultar do desconhecimento da população, ou da imposição forçada de medidas que, não tendo sido previamente acordadas ou não possuindo o consenso público, podem reduzir a durabilidade dessas acções no terreno.

Genericamente podemos definir as seguintes tipologias de combinações de proprietários dos terrenos e medidas administrativas que são impostas aos terrenos pelas entidades estatais de cada país em que se irão realizar as intervenções (FISRWG, 2001):

- a) Um único proprietário numa área rural.
- b) Vários proprietários numa área rural.
- c) Um único proprietário numa área urbana.
- d) Vários proprietários numa área urbana.
- e) Um único proprietário numa área protegida ou Parque Natural.
- f) Vários proprietários numa área protegida ou Parque Natural.

Bibliografia

FISRWG (2001) Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) PO Item No. 0120-A; Sudoes No. A 57.6/2: EN3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3

Introdução

De modo a obedecer à Directiva Quadro da Água, a desenvolver os programas previstos pelo Plano Nacional para a Restauração de Rios em Espanha e executar o maior número possível de actividades oficiais e privadas de recuperação de ecossistemas fluviais, é necessário tomar uma série de medidas prévias de carácter legal e administrativo, de forma a garantir a legalidade do processo. Algumas das questões judiciais que podem surgir quando se lida com projectos de restauro de rios incluem: distinguir propriedade privada da pública; renovação e caducidade dos períodos de concessão; direitos sobre terrenos adjacentes e suas questões legais; legislação específica sobre espaços naturais; estudos sobre potenciais impactos ambientais; aquisição de terrenos através de transacções privadas ou expropriação; relacionamento entre diferentes estruturas administrativas; atribuição de competências; ou a

utilização de figuras legais alternativas, tais como os "acordos de bacia hidrográfica".

O restauro de rios, das suas margens e de zonas húmidas tem sido abordada em Espanha principalmente sob um ponto de vista técnico (incluindo a concessão de obras públicas), bem como, pontualmente, sob uma perspectiva social, com o objectivo de envolver as populações locais.

O presente texto resume de que forma a legislação nacional e Europeia pode contribuir para o esforço vital de recuperação dos nossos ecossistemas fluviais deteriorados. O tema é discutido em pormenor num livro do autor que se encontra prestes a ser publicado: "Manual jurídico para la restauración de ríos y terrenos ribereños".

Considerações gerais

A primeira questão que deve ser tida em conta quando um privado ou a administração pública consideram restaurar um troço de rio ou uma zona húmida, é a da propriedade da terra. Desde o início do processo que deve ficar totalmente esclarecido quem é o proprietário (público ou privado) dos terrenos implicados e quais são os limites exactos dos mesmos.

Nos países que seguem a tradição do direito Romano, como Espanha (e Portugal), os rios e zonas húmidas são normalmente espaços públicos, embora se possam verificar várias condições específicas, tais como diferentes regimes de propriedade dos leitos de rio e direitos sobre a água. A definição das fronteiras é outra questão que por vezes levanta problemas, visto que em determinadas situações os limites da propriedade não são claros, ou têm sérias implicações ambientais (como quando os cursos de água são convertidos em canais artificiais para evitar inundações em terrenos privados). Para além das questões de propriedade, também devem ser examinadas as circunstâncias legais da propriedade, visto que o uso da terra pode estar limitado ou controlado por outros proprietários, como é o caso das servidões e alugueres.

Adicionalmente, os municípios e outras entidades públicas possuem milhares de metros quadrados de terrenos sujeitos a um leque variado de regimes

legais, sendo um dos mais importantes o regime dos baldios (terrenos comunitários). Para complicar ainda mais a situação, é frequentemente impossível determinar quem é o proprietário dum determinado terreno, visto que a propriedade pode não estar registada, ou o registo estar desactualizado. Muitos outros problemas podem prejudicar as actividades de restauro dum ecossistema: heranças, concessões públicas (normalmente associadas a actividades hidráulicas ou mineiras) e acções legais sobre limites de propriedade ou projectos de infra-estruturas (é comum que áreas recentemente florestadas seja destruídas para a construção de novas auto-estradas ou de novos empreendimentos urbanos).

Nunca é demais salientar a enorme importância de garantir a solidez legal de todo o processo. Para assegurar tal desiderato, um bom projecto deve possuir o correspondente ficheiro administrativo, descrevendo as condições de disponibilidade das áreas ribeirinhas e fluviais relevantes. Em Espanha, isso torna indispensável a consulta dos Registos de Propriedade, Solo e Água, do Catálogo Privado de Água, do Registro de Minas, dos Planos Directores Municipais e averiguar potenciais restrições em áreas protegidas. Juntamente com as análises legais, deve-se prestar particular atenção aos muitos usos ilegítimos e clandestinos da água, que podem minar o sucesso

dos esforços de restauro. É um facto bem conhecido que apenas uma pequena parte da água do subsolo é explorada de forma legal e que o uso da água de superfície para irrigação é frequentemente ilegal; o mesmo se aplica para instalações hidroeléctricas e usos industriais. No que se refere a estes temas, a aplicação da lei está longe de ser eficiente em Espanha, onde grassa um estado de "desobediência hidrológica". Deste modo, uma das primeiras medidas a implementar será garantir o cumprimento da lei, através das medidas penais e administrativas relevantes que a legislação disponibiliza para o efeito.

Finalmente, deve-se considerar a disponibilidade do regime de escoamento necessário, sendo óbvio que nenhum projecto de restauro pode ser satisfatoriamente executado se não existir um regime hídrico natural, ou, no mínimo, um regime aceitável

de manutenção dos volumes de escoamento. Para que um projecto de restauro seja bem sucedido, é necessário que, para além da propriedade e da disponibilidade da terra, se verifique um regime adequado de escoamento, que seja tão natural e limpo quanto possível. Para atingir este fim, devem ser conhecidos todos os detalhes relacionados com datas de validade e de renovação de autorizações e concessões hídricas (em termos de volume, regime hidrológico e qualidade). Devem ser adequadamente contempladas e planeadas operações como a potencial demolição de barragens e outras infra-estruturas hidráulicas que possam prejudicar os objectivos do restauro. Sempre que necessário, também devem ser utilizados os melhores métodos disponíveis para o tratamento da água. Os diferentes relatórios e livros referentes a estes assuntos foram publicados online em www.riosconvida.es.

Técnicas legais específicas

Os projectos de restauro em terrenos públicos serão normalmente executados pelas administrações ambientais e hidrológicas relevantes, com grandes poupanças a nível do custo de transacções com proprietários e companhias privadas. Desta forma, será dado um maior ênfase a medidas no âmbito do direito administrativo, sem esquecer figuras potenciais do direito privado. Quando os projectos resultam de iniciativas privadas, devem ser tomadas em consideração medidas privadas, tais como alugueres, servidões, compras e vendas, bem como permutações, visto que os projectos se irão centrar principalmente em áreas adjacentes às linhas de água e não tanto no domínio público hídrico (a não ser que existam protocolos especiais com as autoridades competentes).

A primeira medida administrativa deverá ser averiguar qual é a agência ou organismo público que têm competência no local escolhido, algo que nem sempre é fácil. Devem-se obter licenças da autoridade que gere a bacia hidrográfica, mas também do município local e de outras administrações territoriais. São também necessários estudos de impacto ambiental, ou, em alternativa, isenções oficiais dessas exigências administrativas. No caso espanhol, as Confederações Hidrográficas e outras autoridades de bacia (como as administrações regionais e municipais) têm competências em assuntos ambientais, podendo

desta forma executar intervenções do tipo das descritas no presente texto. Para aumentar a força e impulso públicos destas actividades, também é bastante comum que existam acordos entre as administrações, ou que se criem consórcios ou outros tipos de organismos.

As principais figuras legais que podem ser utilizadas são as seguintes:

- 1) Despejo administrativo: despejo de ocupantes ilegais de propriedade pública.
- 2) Caducidade, não aplicabilidade ou renovação com restrições das concessões e autorizações hidrológicas ou mineiras.
- 3) Restituição ao estado original como domínio público hídrico, ou *restitutio in integrum*.
- 4) "Domínios protegidos", ou rios e zonas húmidas onde não se podem conceder autorizações ou concessões, como é o caso nos Estados Unidos da América (EUA), ao abrigo do *Wild and Scenic Rivers Act*.
- 5) Expropriação da propriedade.
- 6) Alugar, usufruir ou abdicar com objectivos ambientais.

7) Cedência compulsiva da propriedade em projectos de desenvolvimento urbano e emparcelamento de terrenos.

8) Planeamento em áreas protegidas e urbanizações.

O direito privado também oferece uma gama abrangente de figuras legais. Algumas das mais importantes são:

- 1) Compra de propriedade: doação, compra e venda, permutas e prescrição da aquisição (acesso aos direitos de propriedade com o decorrer do tempo).
- 2) Acordos de usufruto: aluguer, leasing, servidões civis e facilidades para manutenção, bem como acordos privados condicionados.

Um assunto fundamental é a aquisição de domínio e propriedade de outros direitos, com intenção de criar extensas áreas legal e ambientalmente

protegidas. Em termos de lei comparativa temos os grandes exemplos do *National Trust* no Reino Unido e das reservas privadas sob custódia de fundações e ONG's privadas. Uma das organizações pioneiras em Espanha foi a *Fundación Territorio y Paisaje*, que é proprietária de alguns terrenos rípicolas. De um ponto de vista público, devem-se mencionar as restrições de planeamento urbano (terrenos "não-urbanizáveis" e "não-urbanizáveis, especificamente protegidos") e as áreas de conservação da natureza ou espaços protegidos; dentro destes últimos, devem-se efectuar esforços enérgicos com vista à criação de uma rede de áreas protegidas, muito ao estilo do anteriormente mencionado *Wild and Scenic Rivers* nos EUA. Para além da execução do *Plan Nacional de Restauración de Ríos*, é indispensável que surja um outro plano de "conservação", que proteja áreas fluviais que actualmente se encontram fortemente ameaçadas, visto que muito poucos rios se encontram em boas condições ecológicas.

Conclusões

Este texto representa apenas uma breve abordagem das diferentes possibilidades administrativas e legais que se encontram disponíveis para quem executa projectos de restauro ribeirinho.

Visto que frequentemente os programas de restauro são considerados meras "compensações" para contrabalançar os danos provocados por projectos industriais ou urbanos com um alto impacto ambiental, a consciência política para esta questão deve ser aumentada, devendo ser assegurada a existência de financiamento adequado.

Estes programas não devem estar limitados ao sector público. A iniciativa privada também pode promover intervenções similares com suporte público adequado (por exemplo, as medidas agro-ambientais e a implementação de incentivos fiscais para os proprietários agrícolas de terrenos ribeirinhos). É incontestável que o conservacionismo não se limita apenas ao sector público.

O presente capítulo é baseado na publicação *Stream Corridor Restoration Principles, Processes and Practices*, da *Federal Interagency Stream Corridor*

Restoration Working Group (FISRWG, 2001), bem como na experiência adquirida ao longo da execução do Projecto Ripidurable.

Definição de equipa técnica e processos de decisão

A definição da equipa que será responsável por desenhar o projecto de restauro deverá ter em consideração as tipologias, troços de intervenção e regimes de proprietários que irão ser envolvidos no processo. Esta deverá possuir um carácter interdisciplinar, e ser constituída por indivíduos com formação e experiência em biologia, engenharia e ciências sociais e económicas. Na constituição da equipa técnica devem constar elementos com formação em:

- 1) Biologia.
- 2) Eng.^a florestal.
- 3) Eng.^a Hidráulica.
- 4) Eng.^a Biofísica.
- 5) Geologia.
- 6) Arqt.^a Paisagista.
- 7) Ciências Sociais e Económicas.

A equipa técnica deverá ser responsável por vários processos de decisão, entre os quais:

- 1) Procurar financiamento para o projecto.
- 2) Coordenar as sessões públicas.
- 3) Fornecer bases científicas para o trabalho de restauro.
- 4) Fornecer as bases legais para operacionalizar o projecto.
- 5) Promover os processos burocráticos de obtenção de licenças e autorizações necessárias.
- 6) Implementar o projecto (ser capaz de coordenar e calendarizar actividades de máquinas, operadores e técnicas).
- 7) Adaptar soluções que se verifiquem difíceis de implementar de acordo com a realidade no terreno.
- 8) Monitorizar.

Um dos aspectos importante a ter em consideração para o trabalho de equipa é o estabelecimento das regras de elaboração e acompanhamento dos trabalhos. Este documento deverá ser redigido na primeira reunião e deverá definir aspectos tão relevantes como:

- 1) Reuniões: periodicidade, convocatórias, local, definição de ordem de trabalhos, definição de mediador, elaboração e aceitação de minutas.
- 2) Processo de decisão: definição do processo de decisão (votos, consenso, aconselhamento), delegação de decisões.
- 3) Resolução de problemas: abordagem e resolução de impasses.
- 4) Comunicação e informação: definição de medidas de relações públicas, meios de comunicação entre os membros da equipa.
- 5) Liderança: definição dos decisores e gestores (importa referir que deverá existir um responsável máximo pela implementação do projecto que tome decisões em momentos chave).

Paralelamente à criação da equipa técnica, deverá ser constituído um corpo de consultores que possa dar resposta às especificidades da iniciativa de restauro. As competências e capacidades de cada um destes especialistas podem aumentar significativamente as probabilidades de sucesso do projecto no longo prazo. A lista seguinte de especialistas não pretende ser exaustiva:

- 1) Advogado.
- 2) Microbiologista.
- 3) Botânico.
- 4) Economista.
- 5) Arqueólogo.
- 6) Sociólogo.
- 7) Avaliador de terrenos.
- 8) Topógrafo.

Criação de grupos de participação pública

Apesar de necessitar de uma gestão correcta e atenta, a participação pública nos projectos de restauro possui um papel fundamental no armazenamento e difusão de conhecimentos, sendo um elemento essencial no sucesso temporal deste tipo de iniciativa. A criação de grupos de participação pública permite a aglomeração de conhecimentos técnico-científicos, juntamente com informação social, política e económica. Este tipo de informação irá influenciar a gestão do projecto de restauro, assim como a definição de objectivos tangíveis de longo prazo.

É importante que o grupo de participação pública seja constituído pelas várias partes interessadas, bem como pelos utilizadores do local onde se pretende realizar a intervenção. No entanto, de uma maneira geral estes grupos tendem a representar organizações com interesses muito distintos, sendo importante que os membros do grupo decidam conjuntamente uma série de protocolos que facilitem a tomada de decisões e a comunicação. Dentro de cada grupo de interesse é importante que se tenham em consideração os seguintes aspectos:

- a) Cada grupo deve seleccionar um representante.
- b) O grupo deve estabelecer regras de decisão.
- c) Seleccionar pessoas com capacidade de síntese e de comunicação (tal será importante para que se desenvolva uma consciência colectiva de trabalho em conjunto e não se deixe o grupo evoluir no sentido de tomada de posições extremas).
- d) Todos os procedimentos deverão ser documentados (redacção e aprovação de actas).

É importante manter os grupos de participação pública informados ao longo de todo o processo, desde o desenho até à execução, partilhando com eles os problemas que possam surgir durante a implementação e garantindo também a partilha de informação entre eles e os decisores.

Especial atenção deve ser dada aos proprietários privados de terrenos que confinam com as margens dos rios. Como parte integrante do processo de restauro poderá vir a ser necessário restringir os usos das margens (por exemplo, aumentar a área da galeria ribeirinha, com a consequente perda de terreno agricultado; ou a restrição dos pontos de passagem ou de abeberamento para o gado), o que poderá resultar na diminuição do retorno económico que os proprietários dos terrenos usufruem. Por estas razões é fundamental incluir os proprietários no grupo de decisores.

Para facilitar a formação de grupos de participação pública é importante desenvolver um plano de comunicação efectivo que vise aglomerar os diversos pontos de vista. Deste modo, podem ser usados os seguintes meios para publicitar a formação destes grupos:

- 1) Páginas de internet.
- 2) Fóruns em rádios locais.
- 3) Brochuras.
- 4) Boletins informativos.
- 5) Comunicados de imprensa.
- 6) Sessões públicas.
- 7) Seminários.
- 8) Reuniões regulares.
- 9) Visitas de estudo.

Análise económica *versus* objectivos

Quando se prepara o desenvolvimento de um projecto de restauro é necessário ter em consideração quais as técnicas mais adequadas e economicamente mais viáveis para se atingirem os objectivos pretendidos. Neste enquadramento, há que ter em consideração a escolha das técnicas a implementar e fazer estudos de viabilidade para apurar se uma técnica passiva é ou não mais apropriada num determinado momento do que uma intervenção mais directa sobre o sistema,

como por exemplo a implementação de técnicas de engenharia biofísica. Assim, é frequente analisarem-se os objectivos esperados e a sua relação com:

- 1) As causas da degradação, de modo a identificar quais os factores de perturbação que, se continuarem presentes, poderão impedir o sucesso das acções planeadas. Deste modo, torna-se importante analisar a intervenção numa perspectiva da

remoção total ou apenas da redução dos factores de perturbação.

2) Os efeitos da degradação, nas situações onde não seja possível actuar sobre as causas e restabelecer as condições naturais do sistema. Em muitos projectos poderá apenas ser possível actuar sobre os sintomas que o sistema apresenta. Nesta fase é importante definir quais as técnicas e medidas de mitigação que poderão ser utilizadas, de modo a se obterem resultados economicamente vantajosos.

3) O troço/rio/corredor/bacia hidrográfica/paisagem/região: uma vez que é virtualmente impossível actuar sobre todos os impactos humanos que influenciam o projecto de restauro, é importante equacionar técnicas e soluções adequadas que assegurem a continuidade fluvial e, simultaneamente, satisfaçam objectivos sociais e económicos. Embora esses objectivos sejam difíceis de quantificar economicamente, deverão ser sempre tomados em consideração.

De acordo com o FISRWG (2001), para conduzir um processo de análise da eficiência económica das soluções apontadas é necessário:

- 1) Estabelecer uma lista das técnicas que poderão permitir atingir os objectivos definidos.
- 2) Definir uma lista dos benefícios ecológicos previsíveis.
- 3) Estabelecer uma lista dos custos prováveis.

A quantificação dos benefícios ecológicos prováveis pode revelar-se difícil, já que os benefícios a longo e médio prazo são difíceis de medir, tal como os impactos ao nível do troço e da bacia. Nestes casos, a abordagem ideal será tentar converter em termos económicos as vantagens do seu impacto nas populações; por exemplo, o benefício da prevenção de cheias pode ser calculado em termos do preço dos terrenos. É importante referir que os custos prováveis das técnicas não se restringem apenas ao

custo de implementação, mas também se referem a custos de desenho, aquisição de terrenos, licenças, entre outros. As análises de custo/benefício não são exactas, pelo que é necessário ter em consideração as seguintes duas regras para a classificação de técnicas ineficientes:

- 1) Para um mesmo benefício se existe uma técnica menos onerosa.
- 2) Com uma outra técnica é possível obter mais benefício com o mesmo custo.

Os gráficos de custo/benefício, bem como as análises de custos incrementados, podem facilitar a escolha da técnica mais adequada. No entanto, é importante mencionar que uma análise económica adequada depende sempre dos dados utilizados, pelo que uma correcta e explícita aferição dos benefícios de cada técnica e a quantificação dos custos é vital para uma correcta ponderação de uma solução adequada. Por exemplo, uma acção com o objectivo de controlar a erosão resultante da passagem de gado bovino num ponto específico de uma linha de água pode recorrer às seguintes técnicas:

- 1) A - Construção de uma passagem que minimize o pisoteio.
- 2) B - Restrição da passagem do gado a um único local, limitando o acesso a outras zonas através da colocação de vedações.
- 3) C - Plantação de vegetação e restrição de passagem do gado a um único local.
- 4) D - Proibir completamente a passagem de gado.

O quadro 4.4.1 sumariza o custo e benefícios de cada opção.

O valor deste tipo de análise depende dos critérios utilizados para avaliar os benefícios e do número de factores avaliados. Na situação referida na Tabela 4.4.1, por exemplo, só é tido em consideração um

Tabela 4.4.1 Análise custo/benefício de diferentes opções técnicas para controlar a erosão resultante do atravessamento de uma linha de água por gado bovino.

Técnica	Benefícios %	Custo (Euros)
■ A	■ 80	■ 4000
■ B	■ 90	■ 1000
■ C	■ 90	■ 2000
■ D	■ 100	■ 6000 (indemnização)

factor, o controlo da erosão. Deste modo, a Técnica B será a solução mais eficaz, pois é a que apresenta uma melhor relação custo/benefício. No entanto, se a avaliação de benefícios for efectuada de uma forma global, levando em linha de conta os benefícios ambientais proporcionados pela vegetação e o impacto paisagístico e ambiental resultante da instalação de estruturas permanentes, como cercas, constata-se que a relação custo/benefício das diferentes técnicas poderá apresentar um resultado diferente.

Uma análise económica só poderá ser considerada completa se incluir um estudo de risco, que avalie

a possibilidade do processo de restauro falhar durante a implementação do projecto devido a factores externos que não foram quantificados ou que não podem ser controlados. Por exemplo, num projecto de revegetação assume-se que para as plantas enraizarem e terem capacidade de resistir a uma cheia são necessários 5 anos. No entanto, se durante os primeiros 5 anos ocorrer uma cheia com um período de retorno de 50 anos, tal situação irá inviabilizar todo o trabalho, pelo que será importante para o gestor fazer uma análise prévia dos riscos que corre ao implementar a acção.

Peças de um projecto

Na elaboração de um projecto de restauro devem ser preparados vários documentos que servirão de suporte, não só à adjudicação dos trabalhos às várias empresas, como também servirão para que o fiscal de obra se possa certificar que os empreiteiros respeitam as especificações técnicas (que visam não só atingir os objectivos propostos como também permitem minimizar os impactos negativos associados a este tipo de intervenções). Deste modo, deverá existir uma memória descritiva dos trabalhos a realizar, contendo os seguintes elementos:

- 1) Localização e história recente.
- 2) Morfologia.
- 3) Hidrologia e clima.
- 4) Flora e fauna.
- 5) Intenções e objectivos.
- 6) Proposta (trabalhos preparatórios, modelação de terreno e drenagem, vegetação).

No caderno de encargos deverão ser especificados os seguintes detalhes:

- a) Trabalhos preparatórios (instalação do estaleiro, preparação de acessos e áreas de aprovisionamento,

medidas minimizadoras de impactos negativos, delineamento de áreas de intervenção, demolições e remoções).

- b) Modelação geral do terreno (escavação, aterro, terras de empréstimo).
- c) Plantações (preparação geral do terreno, plantação de árvores, arbustos, vegetação aquática e de plantas herbáceas).
- d) Desmantelamento do estaleiro.
- e) Responsabilidades e garantias.

As peças desenhadas que deverão acompanhar o caderno de encargos são as seguintes:

- 1) Levantamento topográfico.
- 2) Levantamento hidrológico.
- 3) Plano de altimetria.
- 4) Plano geral.
- 5) Plano de plantação.
- 6) Plano de pormenor.

Calendarização

A calendarização e sequência adequada de cada actividade a desenvolver é também vital para o sucesso do projecto. As especificações sobre as épocas mais adequadas para realizar movimentos de terras, limpezas, cortes selectivos e plantações devem ser respeitadas, não só para assegurar o sucesso dos trabalhos mas também para minimizar os impactos negativos. Este aspecto deve ser particularmente cuidado em projectos que incluam plantações. Normalmente os viveiros florestais não possuem em stock as espécies e ecótipos provenientes da região bio-geográfica onde irá ser executado o projecto, resultando que, frequentemente, são instalados

exemplares inapropriados, por serem os únicos disponíveis aquando da plantação. Este problema pode facilmente ser evitado, através de um calendário de propagação bem delineado (ver o capítulo 4.7 deste livro).

O gestor deve assegurar o cumprimento da calendarização do projecto, e deverá sub-contratar de acordo com quaisquer constrangimentos que possam afectar o prazo do mesmo. Esta forma de actuação é importante e determinante para a escolha e continuação dos trabalhos por parte da empresa contratada.

Orçamentação

As estimativas dos custos de um projecto de restauro devem, na medida do possível, basear-se em orçamentos o mais detalhados possível. Deste modo, minimizam-se as hipóteses de insucesso da implementação devido a escassez de fundos.

De um modo geral, devem ser considerados os seguintes custos:

- 1) Genericamente para cada fase: contratação de equipas técnicas especializadas, aluguer ou compra de equipamento, despesas de deslocação, alojamento e alimentação.
- 2) Caracterização: sub-contratação de equipas técnicas especializadas para a execução de tarefas específicas (amostragem de peixes, censos de aves, análises estatísticas).
- 3) Avaliação e diagnóstico: constituição de equipa de participação pública, custos de aluguer de salas, anúncios, contratação de dirigente da equipa de participação pública, custos de design e edição de folhetos e página internet, custos de manutenção, custos de preparação e organização de seminários.
- 4) Definição de objectivos: custos de reuniões de equipas técnicas e equipas de participação pública, sub-contratação de sociólogo, incentivos à participação em reuniões.
- 5) Medidas legislativas e administrativas: sub-contratação de advogado para análise de

processos administrativos a desencadear (licenças), bem como para o estabelecimento de contactos com proprietários de terrenos com vista à implementação das acções planeadas.

- 6) Desenho de projecto: custos de aluguer de salas para reuniões, estudos de impacto ambiental.
- 7) Implementação: contratação de gestor de projecto e fiscal de obra, trabalhos de instalação e construção, limpeza final do local, trabalhos de plantação e rega, compra ou propagação de plantas.
- 8) Monitorização: custos de amostragens de campo, construção de base de dados, tratamento e gestão de dados, elaboração de relatórios.

A contratação de empresas para execução de tarefas específicas dos projectos é essencial, uma vez que a maioria das entidades que pretendem implementar este tipo de acções não possuem maquinaria pesada ou pessoal especializado para as intervenções em causa. Apenas algumas empresas se especializam neste tipo de trabalho, pelo que se recomenda um grande nível de detalhe nas especificações técnicas dos trabalhos a desenvolver. As contratações exigem uma constante supervisão de modo a assegurar que o trabalho é concluído de acordo com o especificado. O gestor do projecto deve realizar reuniões de campo prévias, para garantir o cumprimento das especificações do projecto, bem como para minimizar os riscos de uma execução incorrecta por parte da

empresa contratada. Estas reuniões são necessárias para uma compreensão abrangente dos objectivos.

Os contratos devem ser redigidos por um advogado, salvaguardando os seguintes aspectos:

- Os termos que constituem a finalização do contrato.
- Definição técnica das tarefas.

- Calendarização das tarefas.

- Responsabilidade pelas licenças e estudos necessários.

- Definição da relação entre o empreiteiro e os sub-contratados.

- Registos e relatórios das actividades a desenvolver.

Financiamento

Tendo em conta os benefícios esperados com a recuperação dos corredores ribeirinhos, nomeadamente a melhoria da qualidade ecológica e paisagística dos corredores fluviais, vários países estabeleceram mecanismos para compensar os agricultores da perda de rendimentos resultante das restrições impostas às actividades agrícolas nas áreas adjacentes aos cursos de água. Em Portugal, no passado, essa forma de compensação estava contemplada no conjunto de medidas agro-ambientais integradas no Programa RURIS (Plano de Desenvolvimento Rural) para o período 2000-2006, através da medida 4.2 "Banda Ripícola".

Essa medida teve como objectivos "a gestão de áreas marginais para o agricultor, mas fundamentais enquanto sistemas semi-naturais" e "a manutenção da vegetação ripícola enquanto elemento que contribui para a qualidade da água, para a conservação das margens e para a biodiversidade" (DGDR, 2000).

A aplicação desta medida previa a elaboração de um plano de gestão para a área de influência da linha de água e o cumprimento, por parte do agricultor, de um conjunto de requisitos de forma a promover a gestão destas áreas de modo a favorecer o desenvolvimento e manutenção da vegetação ribeirinha e das suas funções ambientais.

A medida "Banda Ripícola" pode constituir, assim, um importante exemplo de uma tipologia de financiamento para uma protecção e conservação integradas dos cursos de água e corredores fluviais, e o seu sucesso de implementação terá, sem dúvida, elevado interesse ambiental. Será, igualmente importante estabelecer, logo que possível, os necessários meios de monitorização dos seus benefícios.

Além deste exemplo, a Directiva Quadro da Água (DQA) exige que até 2015 se verifique uma melhoria da qualidade ecológica dos rios que se encontrem classificados com baixos índices de qualidade ecológica. Deste modo, o novo quadro comunitário de apoio (2007-2013) oferece aos estados membros várias oportunidades de submeter projectos que visem a recuperação e restauro de linhas de água. Para o efeito existem não só quadros de referência para cada Estado Membro, mas também para projectos Europeus de cooperação inter-regional que realizem estudos piloto sobre restauro de galerias ribeirinhas, que promovam a partilha de conhecimentos e que fomentem uma visão mais abrangente da implementação de um projecto de restauro.

Bibliografia

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 N.º 0120-A; SuDocs N.º A 57.6/2:EN3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3

Preparação do local

A preparação do terreno é o primeiro passo para a implementação de um projecto de restauro. Os diversos tipos de intervenção que irão ocorrer deverão ser identificados no terreno com recurso a estacas e fitas de várias cores, de modo a facilitar o trabalho do encarregado de obra e do fiscal. É também necessário definir zonas de acesso e áreas para armazenamento de materiais, que devem ser escolhidas em locais afastados de habitats sensíveis, devendo ser evitados locais potencialmente inundáveis ou com pendentes acentuadas. Estas áreas devem estar localizadas junto a estradas de acesso e em locais que não impliquem o atravessamento da linha de água.

Os trabalhos de montagem e desmontagem do estaleiro geral da obra deverão incluir todos os componentes, nomeadamente vedações, servidões e serventias de acordo com as leis em vigor em cada estado membro. A desmontagem do estaleiro deverá incluir, entre outros trabalhos, a remoção total dos materiais e equipamentos, bem como limpeza geral e recuperação (descompactação do solo e arranjo paisagístico) da área afectada.

Técnicas de Limpeza selectiva

Controlo da vegetação aquática ou ribeirinha

Algumas espécies que compõem a vegetação aquática ou ribeirinha podem assumir um carácter invasor, crescendo de forma descontrolada e prejudicando as comunidades bióticas naturais, alterando as características físicas e químicas dos habitats. A origem destes fenómenos relaciona-se, principalmente, com a introdução intencional ou inadvertida de espécies exóticas que, pela ausência de mecanismos naturais de controlo, como seja a presença de competidores, ou pela existência de condições ecológicas extremamente favoráveis (por exemplo, espécies nitrófilas em massas de água eutrofizadas), se expandem de forma descontrolada, substituindo as espécies nativas e reduzindo a diversidade florística das comunidades naturais, podendo mesmo eliminá-las completamente.

Exemplos destas situações em habitats ribeirinhos incluem os acaciais, dominados por espécies do género *Acacia*, como é o caso frequente da mimosa (*Acacia dealbata*), de ailanto-da-China (*Ailanthus altissima*) e os canaviais, dominados por cana (*Arundo donax*).

Existem também situações em que as plantas aquáticas se tornam invasoras, causando múltiplos problemas que obrigam ao seu controlo (ver Caixa 4.4.1).

Na cabeceira dos cursos de água não é, normalmente, necessária nenhuma medida de controlo da vegetação. Tal deve-se, por um lado, à maior pureza

Caixa 4.4.1 Inconvenientes do desenvolvimento excessivo e anormal de plantas aquáticas

- Degradação da qualidade da água – algumas algas libertam toxinas.
- Desoxigenação – a morte e consequente degradação de grandes massas vegetais consome muito oxigénio, provocando assim a morte de muitos peixes e invertebrados.
- A dominância de espécies exóticas (p.ex. jacinto-aquático e pinheirinha-de-água) elimina as plantas autóctones, empobrecendo o ecossistema.
- Dificuldades no escoamento.
- Agravamento da deposição de sedimentos. A redução das velocidades de escoamento provoca sobre-sedimentação. Os sedimentos, por sua vez, promovem a expansão da vegetação.

da água (menos nutrientes) e, por outro, às elevadas velocidades de escoamento e à dominância de inertes no leito. Nos troços de jusante, a situação é oposta, podendo-se agravar por ausência de ensombramento, já que o aumento da luz e da temperatura da água ocasionam maiores crescimentos vegetativos.

Durante as operações de corte e remoção da vegetação aquática existe uma natural tendência para a remoção da maior quantidade possível. Quando em presença de uma infestação por uma única espécie

(ex.: pinheirinha-de-água, jacinto-aquático), tal é de facto a melhor opção. Contudo, no caso da presença de várias espécies vegetais, uma limpeza tão radical, além de empobrecer o ecossistema, facilita a invasão subsequente por uma única espécie (a menos afectada ou a que recupera mais rapidamente). Tal como na generalidade das situações de limpeza, a filosofia adoptada deverá ser "pouco mas frequente".

Podem-se distinguir vários grupos de plantas aquáticas, segundo a sua localização: emersas, flutuantes e submersas. O método de controlo deve, obviamente, ser adequado ao(s) tipo(s) de planta(s) aquática(s) que se pretende combater. Os principais

Caixa 4.4.2 Métodos de controlo das plantas aquáticas

- Mecânicos - corte, raspagem, arranque e dragagem.
- Químicos - aplicação de herbicidas.
- Biológicos - peixes, insectos, pastoreio.
- Ambientais - ensombramento, aumento da velocidade de escoamento, redução de nutrientes.

métodos de controlo podem dividir-se em quatro grupos: mecânicos, químicos, biológicos e ambientais (ver Caixa 4.4.2).

Controlo mecânico

A limpeza manual com ancinhos (ver Figura 4.4.1) acarreta evidentemente custos inportáveis. A maior parte das plantas emergentes, flutuantes e submersas é eficazmente controlada por corte. Dependendo da profundidade da água, pode ser utilizado um barco especialmente preparado ou uma gadanheira (barra de corte), associada ou não a um balde de recolha.



Figura 4.4.1 Remoção manual de jacinto-aquático (Fotografia: I. Moreira).

Se for utilizado um "mowing-bucket", isto é, se à barra de corte estiver associado um balde de recolha, o corte e a recolha do material vegetal são efectuados na mesma operação. Neste caso, convém que a progressão dos trabalhos se faça de jusante para montante. No caso contrário, é conveniente trabalhar de montante para jusante, para facilitar a recolha do material cortado. Em ambos os casos, há que promover a rápida recolha do material cortado para que não ocorra: (i) o espalhamento e recolonização imediata da espécie que se pretende controlar; (ii) o entupimento de pontões e aquedutos; (iii) o apodrecimento dos restos, causando a desoxigenação da água.

Para evitar estes problemas e facilitar a recolha do material vegetal, é prática corrente a colocação de

redes em secções da vala infestada. A remoção é depois feita com recurso a uma escavadora ou um conjunto industrial (vulgo retroescavadora), equipados com um balde de limpeza perfurado (ver Figura 4.4.2).



Figura 4.4.2 Balde de limpeza perfurado, que pode ser utilizado para a remoção de jacinto-aquático (Fotografia: I. Moreira).

Menos frequentemente, a vegetação submersa ou flutuante pode ser removida por raspagem do fundo, seguida de remoção com balde de limpeza perfurado. Noutros casos poderá ser simultaneamente feito um desassoreamento ligeiro, com um balde de limpeza.

Tendo em vista minimizar o impacto da remoção da vegetação no ecossistema, aconselham-se as seguintes práticas, qualquer que seja a técnica de controlo mecânico utilizada:

- 1) Trabalhar em troços ou margens alternadas, garantindo que: (i) o curso de água nunca fique completamente despojado de cobertura vegetal; (ii) a recolonização animal e vegetal se faça rapidamente.
- 2) Conservar pequenos tufos de vegetação (previamente identificados), seleccionados pelo seu valor florístico ou pelo interesse da sua estrutura ou localização.

Controlo químico

Em muitas situações o controlo mecânico não é um método eficaz. Nestes casos, a aplicação de herbicidas constitui um método alternativo de controlo de infestantes aquáticas. No entanto, a maioria dos herbicidas não é selectiva, podendo também eliminar espécies importantes. O seu uso perto de rios e ribeiras é severamente restringido, sendo a legislação europeia e de cada país um elemento importante a consultar, de modo a minimizar os efeitos negativos que este tipo de controlo tem.

A tomada de decisão relativa à utilização de herbicidas requer um profundo conhecimento das suas características e do seu emprego, incluindo de todas as restrições tendentes a reduzir ao mínimo os inconvenientes e a tirar todo o partido das vantagens inerentes à sua aplicação. É importante salientar que o recurso a herbicidas só deve acontecer se todas as outras alternativas se revelarem inviáveis.

Na escolha dos herbicidas deve-se ter em consideração a toxicidade, persistência, natureza dos produtos de degradação, processos de mistura hidrodinâmica, frequência e calendarização das aplicações e métodos de aplicação.

Nos casos de aplicação directa na água, os herbicidas devem ser não persistentes, tendo um curto tempo de degradação e/ou uma rápida absorção.

São utilizadas as mesmas substâncias activas para plantas terrestres ou aquáticas, diferindo apenas as formulações, modos de aplicação e doseamento.

Conforme as situações encontradas, existem diferentes tipos de métodos de aplicação de herbicidas. Aconselha-se sempre a consulta de manuais de aplicação. Em todos os casos dever-se-á cumprir as indicações dos rótulos das embalagens dos herbicidas, que deverão estar homologados pela UE para o fim a que se destinam.

Aquando da escolha de um herbicida, devem-se consultar os serviços oficiais competentes, utilizando apenas as substâncias activas que tenham sido aprovadas para utilização em áreas ribeirinhas, bem como cumprindo com as restrições associadas ao seu uso.

Apesar da rapidez de aplicação dos herbicidas, a morte das plantas pode demorar várias semanas. Os

benefícios hidráulicos podem portanto demorar a manifestar-se.

O uso de herbicidas tem que ser objecto de ponderação cuidada, nem sempre constituindo a solução adequada. A oportunidade e a extensão do tratamento merece especial cuidado, já que, após a aplicação, a vegetação aquática apodrece e causa a desoxigenação da água.

Cada tipo de herbicida é recomendado para uma determinada gama de infestantes e de situações. Se na mesma categoria das infestantes existirem plantas que interessem preservar, deve-se optar pelos meios mecânicos de controlo. Em cada situação devem ser identificadas as espécies raras que possam ser afectadas pelo herbicida seleccionado. De qualquer modo, deve-se recorrer à opinião de um especialista.

É particularmente importante que os aplicadores tenham formação e experiência adequadas e que as operações observem a regulamentação em vigor.

Em todos os casos deve verificar-se se o controlo químico é efectivamente a melhor solução. Os conselhos relativos à escolha do produto fitofarmacêutico destinam-se apenas a ajudar a seleccionar o mais apropriado, tendo em vista a protecção do curso de água. Em caso de dúvida deverá ser consultada a respectiva Direcção Regional de Agricultura ou a Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural das Culturas.

Existe uma margem de segurança entre a concentração de herbicida adequada ao controlo de infestantes e a concentração que é prejudicial aos peixes e outros animais. No entanto, podem ocorrer situações em que a conjugação de uma reduzida margem de segurança com a ocorrência de interacções complexas provoque a morte de peixes. Consequentemente, importa adoptar uma atitude cautelosa, procedendo sempre a aplicações localizadas, para que, de cada vez, só uma parte da biomassa vegetal seja afectada.

Quando se pretenda controlar espécies aquáticas, isto é, situadas na água, devem ser tomadas precauções para que, se a pulverização for efectuada a partir da margem, a vegetação ribeirinha não seja afectada.

É importante considerar a altura do ano em que o produto fitofarmacêutico escolhido pode ser

aplicado, uma vez que pode ser necessário esperar pelo estado de desenvolvimento adequado das infestantes que se pretendem eliminar. Normalmente essas indicações constam do rótulo, mas podem-se aplicar as seguintes recomendações:

- 1) A maior parte das infestantes emersas e flutuantes são tratadas por aplicação directa nas folhas. Consequentemente, o tratamento só deve ser efectuado depois da área foliar ter atingido um desenvolvimento significativo. A aplicação feita em meados ou finais do Verão tem a vantagem de minorar eventuais perturbações na fauna, já que a maioria das aves e insectos já completaram os seus ciclos reprodutivos..
- 2) As algas e outras infestantes submersas são geralmente tratadas na Primavera ou no início do Verão. Nessa altura do ano este tipo de plantas ainda estão pouco desenvolvidas e apresentam maior susceptibilidade aos herbicidas; além disso, o posterior risco de desoxigenação das águas é mais reduzido, devido à sua menor temperatura e pelo facto da biomassa total ser menor.

Existem casos especiais em que o controlo mecânico se associa ao químico, como por exemplo contra a infestação da cana (*Arundo donax*) em que se verificou que aplicações primaveris de glifosato apresentaram boa eficácia nos caniçais que haviam sido cortados previamente; aplicações outonais mostraram-se muito eficazes em caniçais cortados no final do Verão.

Na Califórnia, onde a infestação de canas se revela um grande problema, tem sido utilizada, com sucesso, uma técnica mista, particularmente aconselhada para situações em que a cana se encontra rodeada de plantas autóctones. Este método consiste em aplicar dois cortes sucessivos aos caules, um primeiro a 30-60 cm do solo durante a época de crescimento e um segundo quando os novos rebentos atingem 60-90cm de altura do solo, sendo administrado, logo após o corte (nos primeiros minutos), glifosato directamente na secção cortada. A aplicação do herbicida no início do Outono parece ser mais eficaz.

Controlo biológico

Os métodos que se enquadram nesta categoria são os seguintes:

- 1) O pastoreio, por parte de bovinos e ovinos, das plantas emersas e submersas. Este método está dependente da palatabilidade das espécies e do acesso do gado à linha de água. A sua eficácia no controlo do crescimento excessivo necessita de ser ponderada, face à desvantagem do pisoteio do leito e, sobretudo, das margens.

- 2) O pastoreio, por parte de patos, gansos e cisnes, pode ser significativo e benéfico. Contudo, o controlo destes animais é difícil, o que frequentemente causa um empobrecimento florístico. Outros métodos de controlo biológico, como a introdução de insectos ou de peixes, têm sido estudados ou considerados para várias espécies invasoras.

Controlo ambiental

As técnicas de controlo ambiental envolvem a alteração das condições ambientais, de forma a torná-las menos propícias ao crescimento das plantas. As técnicas principais são: (i) redução de nutrientes; (ii) manipulação das características hidráulicas do curso de água; (iii) reforço do ensombramento.

O Quadro 4.4.1 resume as características, vantagens e desvantagens de cada uma destas técnicas

Tabela 4.4.1 Vantagens e desvantagens das técnicas de controlo ambiental.

Técnica	Descrição	Vantagens	Desvantagens
▪ Redução de nutrientes	▪ Remoção de nutrientes (sobretudo fosfatos) dos efluentes descarregados na linha de água	▪ Ambientalmente mais sustentável e desejável. ▪ Reduz o número de plantas invasoras e a formação de tapetes de infestantes ▪ Poupanças no controlo clássico de infestantes (a longo prazo)	▪ Dispendioso ▪ Reduzidos efeitos a curto prazo, devido à existência de nutrientes nos sedimentos
▪ Modificação da secção transversal	▪ Criação de um canal central mais profundo, permitindo o aumento da velocidade e a menor deposição de sedimentos	▪ Criação de características de auto-limpeza ▪ Aumento da diversidade de habitats ▪ Ideal quando se pretende baixar o nível da água	▪ Não resolve o problema do crescimento excessivo da vegetação nas plataformas laterais
▪ Ensombramento	▪ Plantação de arbustos ou árvores na margem sul	▪ Pouco dispendioso ▪ Poupança no controlo clássico de infestantes (a longo prazo) ▪ Quando intercalado com áreas descobertas, aumenta a diversidade de habitats	▪ Reduzidos efeitos a curto prazo (durante o crescimento das árvores) ▪ Ocupa uma faixa de terreno na margem ▪ Acesso para manutenção limitado à margem norte ▪ Arbustos e árvores necessitam de manutenção

Controlo da vegetação herbácea dos taludes do leito

O controlo da vegetação dos taludes dos cursos de água e da margem interior dos diques pode ter as seguintes vantagens:

- 1) Estimular o estabelecimento de uma cobertura vegetal, com raizame desenvolvido, de modo a minimizar a resistência ao escoamento.
- 2) Minimizar a rugosidade do leito do curso de água, maximizando a capacidade de vazão em situações de cheia (diminuir a probabilidade de cheias e ruptura de diques).

Do ponto de vista ambiental, é preferível ter um recobrimento vegetal, de modo a melhorar as condições de alimento e de abrigo para várias espécies de mamíferos, aves e insectos. No entanto, poderão existir situações em que será necessário proceder ao controlo selectivo de herbáceas, pelo que são aqui indicadas algumas recomendações.

Existem três métodos para controlar o crescimento da vegetação dos taludes de um curso de água: pastoreio, corte e aplicação de herbicidas. Este último está reservado para situações excepcionais e em aplicações localizadas, por exemplo para controlar

o desenvolvimento de canaviais ou outras espécies exóticas invasoras. O seu uso em condições de rotina é excluído. Qualquer dos outros dois é susceptível de manter um recobrimento vegetal adequado. Há locais em que o corte da vegetação herbácea não é prático e outros em que não existe gado para pastoreio. A maior desvantagem do corte reside na alteração brusca do habitat, enquanto que o pastoreio constitui uma prática ambientalmente muito sensível, devido aos riscos do pisoteio e à presença de excrementos.

Em termos de estrutura vegetal, os resultados obtidos pelo pastoreio dependem obviamente do manejo do gado, sobretudo no que respeita à espécie pecuária, ao encabeçamento e à época de pastoreio. Tratam-se de questões que, pela sua especificidade, escapam aos objectivos deste trabalho; importa apenas sublinhar que o manejo do gado deverá acautelar a ocorrência de sobre-pastoreio. Não se deve perder de vista que o objectivo do pastoreio é apenas permitir a inspecção visual dos taludes, reduzir a dominância de algumas espécies herbáceas e encorajar a riqueza florística e faunística. É recomendável que, por razões ligadas ao pisoteio por um lado, e à reprodução da vida animal por outro, não se promova o pastoreio dos taludes e margens antes de Julho.

O corte da vegetação dos taludes e das margens dos cursos de água altera, de forma radical e repentina, as comunidades vegetais, assim como a estrutura do habitat de invertebrados, aves e mamíferos. Tendo em vista a minimização destes impactes, interessa escolher judiciosamente a oportunidade, a frequência e a extensão dos cortes. No que respeita ao primeiro destes factores, recomenda-se que os cortes sejam feitos a partir de meados do Verão (depois de Julho). As vantagens deste procedimento são as seguintes:

- 1) Conserva as condições de abrigo necessárias à reprodução animal;
- 2) Disponibiliza sementes para a alimentação de aves e pequenos mamíferos;
- 3) Não estimula a produção de mais matéria verde, o que aconteceria se o corte fosse feito na Primavera.

O corte em zonas alternadas (em rotação) permite melhorias substanciais na diversidade vegetal e na estrutura dos habitats. Embora o tamanho e a disposição das zonas não cortadas variem com cada situação específica, dever-se-ão seguir duas orientações gerais:

- 1) Preservar cerca de 10% da área, os quais serão cortados numa rotação mais longa (3 a 5 anos).
- 2) Promover a rotação dos cortes, para que não

haja zonas não cortadas por mais de 3 anos, de forma a impedir o desenvolvimento de espécies dominantes, silvados ou mato, que inibiria as outras espécies.

O corte em zonas alternadas permite satisfazer os requisitos de funcionamento hidráulico dos cursos de água. Recorde-se que a existência de zonas limitadas de vegetação mais desenvolvida não tem efeitos significativos em leitos com mais de 2 metros de largura. O produto dos cortes deve ser retirado do leito e depositado em locais secos, de forma a fornecer alimentação e abrigo para insectos, répteis e pequenos mamíferos. A queima deste material não é recomendável por razões ambientais (ver Caixa 4.4.3).

Caixa 4.4.3 Efeitos das queimadas

As queimadas não constituem um meio idóneo para o controlo da vegetação, seja por razões hidráulicas, seja por razões ambientais:

- Riscos de progressão descontrolada do fogo, podendo afectar a galeria ripícola.
- Desguarnecimento vegetal dos taludes e das margens, com riscos de erosão subsequente.
- Dano ou destruição dos habitats e perda indiscriminada de espécies e comunidades vegetais.
- Danos no solo.
- Libertação de nutrientes para o solo e para o curso de água, provocando a dominância das espécies mais competitivas e o aumento do crescimento das espécies aquáticas.

Controlo da vegetação arbustiva e arbórea

Margens

Na generalidade dos casos, não há nenhuma razão hidráulica para remover a vegetação arbustiva ou arbórea da margem já que, em situações normais, o escoamento, processa-se no interior do leito. Em situações de cheia, por seu turno, a vegetação das margens contribui para travar o escoamento, reduzindo a violência da cheia. Acresce ainda que os arbustos e as árvores que compõem a galeria ripícola devem ser objecto de esforços especiais de manutenção, já que constituem, em termos naturais e paisagísticos, o principal elemento estruturante do curso de água e não podem ser facilmente substituído.

Quando se torne inevitável o corte da vegetação ripícola numa das margens do curso de água, deverá ser a margem norte a sacrificada. Com efeito, a margem sul é mais importante porque

assegura o ensombramento e portanto o controlo de temperatura e luminosidade do curso de água. Mas, mesmo na margem norte, deverão deixar-se árvores a espaços regulares, nomeadamente os exemplares com melhor porte e maior interesse natural.

O espaço necessário para a circulação de uma máquina pesada à volta das árvores existentes varia com o perfil e altura do talude, o tipo de máquina, o tamanho da própria árvore e a destreza do operador. Na generalidade dos casos, é possível trabalhar com um espaçamento entre árvores de cerca de 10 metros, mas este espaçamento afecta muito o rendimento da máquina.

O corte de ramos pendentes — que acumulam detritos carregados pelo escoamento ou que obstruem a passagem de maquinaria — é uma tarefa de rotina,

mas nem por isso deve ser entregue a pessoal não especializado; apenas devem ser removidas as ramadas que constituam um risco acrescido de cheia.

Se as máquinas tiverem que trabalhar junto às árvores existentes, os ramos vulneráveis ou incómodos devem ser cortados e retirados antes da entrada das máquinas, para evitar a destruição não controlada causada pela passagem destas, provocando danos mais extensos nas árvores.

As árvores mortas, desde que tenham o fuste vertical, devem ser despojadas das ramadas mais pesadas, mas sempre que possível devem ser mantidas no local, já que constituem um valioso habitat para a fauna que necessita de madeira morta (fungos, invertebrados, morcegos e aves).

O corte de árvores pode ser feito em função de dois objectivos: (i) o desbaste de um conjunto de árvores, tendo em vista seleccionar um único fuste, o mais vertical e de melhor conformação; (ii) o corte raso de todos os troncos de uma zona, em rotação com outras zonas da mesma linha de água. Esta última técnica pode ser ajustada à produção de uma linha de árvores com crescimentos equilibrados, seguindo o ciclo adequado de cada espécie (ver Figura 4.4.3).

Taludes e leito

A necessidade de fazer a manutenção de arbustos ou árvores localizadas nos taludes do leito dos cursos de água (ou no paramento interior de diques) decorre, obviamente, de razões de natureza hidráulica. A presença de arbustos no leito de um curso de água aumenta a sua rugosidade, elevando portanto o nível do plano de água em caso de cheia. Nos casos limite, uma árvore (ou parte dela) pode dificultar o escoamento, obstruindo pontes ou outras estruturas.

Por outro lado, pode haver razões de carácter ambiental para a realização de operações de manutenção de



Figura 4.4.3 Operações de abate de árvores (Fotografia: I. Moreira).

árvores ou arbustos. A ocorrência de um povoamento mono-específico, por exemplo, pode beneficiar de uma operação de desbaste visando criar maior diversidade estrutural. A poda regular de um salgueiro pode impedi-lo de tombar, danificando o habitat existente, além de agravar os riscos de obstrução do escoamento.

Frequentemente o arvoredo muito denso, quando no interior dos cursos de água, agrava os riscos de cheias e dificulta as operações de limpeza. Normalmente, as árvores isoladas não constituem um elevado risco de agravamento das cheias, já que raramente acumulam detritos de cheia.

Por vezes, a localização de árvores em certas zonas do leito (interior das curvas, por exemplo) não tem qualquer impacto na capacidade de escoamento do curso de água. Nestas situações pode haver vantagem na poda dos seus ramos inferiores que, em caso de cheia, constituíam um travão ao escoamento.

Já no que respeita à vegetação arbustiva do leito, ao analisar as diversas hipóteses dos trabalhos de manutenção, não se deve descartar sem ponderação a hipótese mais simples: a da preservação. Importa então avaliar o efeito que o desenvolvimento arbustivo tem no escoamento de cheia do curso de água. Em algumas situações, nomeadamente nos casos onde já ocorreram desassoreamentos e/ou alargamentos do leito, deve-se manter a vegetação arbustiva, pelo menos num dos lados da linha de água.

Para manter a continuidade de um sistema natural composto por árvores e arbustos, é preferível a adopção de uma política de "pouco e frequente". A remoção dos ramos que constituem ou podem

Caixa 4.4.4 Controlo dos arbustos e árvores das margens: Recomendações

- Cortar a vegetação da galeria ripícola só em casos excepcionais e justificados.
- Preservar preferencialmente a vegetação da margem sul, a fim de manter o ensombramento.
- Deixar árvores espaçadas de 10 metros na margem.
- Manter árvores mortas, desde que tenham o fuste vertical

vir a constituir um problema de obstrução do leito é ambientalmente aceitável. Contudo, a tentativa de remover mais do que o indispensável deve ser combatida.

No decurso dos trabalhos de limpeza, é conveniente marcar as árvores (ou os ramos) com a indicação da operação a desenvolver: corte raso, desbaste, poda. Nos casos em que a mão-de-obra não tem formação adequada ou conhecimento da zona, tal cuidado é mesmo indispensável. A remoção de árvores por arranque é completamente desaconselhável, devido à consequente fragilização estrutural do talude.

Sempre que possível, as podas e os desbastes devem ser realizados no período de Inverno (até Março), evitando a época de reprodução da avifauna e de maior actividade dos invertebrados. Também do ponto de vista da própria árvore este período é o mais adequado, já que a actividade vegetativa é mais reduzida e, portanto, mais fácil a recuperação das feridas provocadas pela poda.

A realização de operações de manutenção a partir do interior do leito — seja com recurso à utilização de maquinaria clássica, seja com recurso a um bote — permite restaurar a capacidade de escoamento pretendida, sem prejudicar o ensombramento do curso de água. Com efeito, só são cortados os ramos mais baixos das árvores das margens (que se situam ao nível da água). A remoção do material cortado faz-se através da criação de aberturas no "túnel" vegetal, espaçadas de cerca de 100 metros.

O material lenhoso retirado deve ser depositado em zonas criteriosamente escolhidas. A utilização do fogo deve ser evitada (ver Caixa 4.4.5). A opção mais recomendável é a utilização de equipamento de destroçamento do material lenhoso. As lascas resultantes podem ser utilizadas como "mulch" ou para revestir a superfície de acessos pedonais. Outra solução consiste em utilizar os ramos para estacaria de protecção de margens ou a execução de feixes de material lenhoso, vivo ou morto, com o mesmo objectivo.

Em numerosos casos, obtida a cooperação ou pelo menos o consentimento do agricultor ribeirinho, pode-se simplesmente depositar o material lenhoso em pilhas. Durante o processo de apodrecimento, tal material disponibiliza abrigo para numerosas espécies animais, desde invertebrados até pequenos mamíferos, répteis ou aves.

Na execução das operações de limpeza devem ser seguidas algumas recomendações básicas tendentes a minimizar os seus efeitos negativos:

- a) Ter sempre presente que o objectivo prioritário será tratar as causas e não apenas contrariar os sintomas. Nesse sentido, é fundamental obter uma compreensão adequada dos processos físicos intervenientes antes de definir a intervenção a realizar.
- b) Qualquer intervenção deve ser antecedida por um levantamento pormenorizado do estado do curso de água, feito por um técnico credenciado, tendo em vista definir zonas e processos de intervenção, articulando nomeadamente os aspectos físico-hidráulicos e ecológicos.

Caixa 4.4.5 Controlo dos arbustos e árvores dos taludes: Recomendações

- As árvores ou os ramos que decisivamente perturbem o fluxo devem ser marcados para remoção.
- Fazer cortes ligeiros mas frequentes.
- Fazer as podas, se possível, durante o Inverno.
- Nunca derrubar as árvores por arranque.
- Realizar os trabalhos mecanizados pelo interior do leito, a fim de manter incólume a vegetação das margens.
- Promover a reutilização dos restos lenhosos.

- c) A remoção e deposição dos materiais sobrantes (sobretudo inertes) deve ser alvo de estudo e particular atenção. Nem sempre o aterro de depressões existentes em terrenos adjacentes se revela a melhor solução, já que por vezes estas constituem pontos de interesse ecológico, onde se concentram plantas e animais e são locais de refúgio, alimentação ou reprodução de anfíbios e aves. Em caso de dúvida, deverá consultar-se um especialista em ecologia aquática. Por seu lado, a solução de amontoar os inertes escavados nas margens, constituindo reforço dos diques marginais, deve ser objecto de análise prévia, tendente a verificar, por um lado, se tal solução não dificultará a drenagem das águas do vale em direcção ao leito do curso de água e, por outro, se o valor ecológico da margem não é relevante. A remoção de substratos que contenham restos de plantas invasoras, como o *Arundo donax*, deve ser especialmente cuidada. Este tipo de materiais deve ser colocado em locais autorizados.

d) No caso de existirem no vale valores naturais ou agrícolas que interesse preservar, importa estudar o trajecto mais conveniente para o acesso das

máquinas à linha de água em causa. Deve ser dada prioridade à utilização de acessos já existentes.

Movimentos de terras

Na execução dos movimentos de terras devem ser seguidas algumas recomendações básicas tendentes a minimizar os efeitos negativos que estas operações acarretam: em linhas de água de pequena ou média dimensão, sem caudal permanente e com as operações de limpeza concentradas no Verão, é preferível trabalhar com as máquinas no interior do curso de água, reduzindo substancialmente a perturbação nos habitats ribeirinhos. Nestes casos, contudo, a deposição dos produtos de escavação requer um planeamento mais cuidado. Em linhas de água de pequena dimensão, quando não for possível trabalhar no seu interior, a margem de trabalho escolhida deverá ser aquela que, atendendo à cobertura vegetal e à existência de zonas de reprodução animal,

apresente um menor interesse natural. Em igualdade de condições, deverá sacrificar-se a margem norte (ou nascente), preservando a margem sul (ou poente), mais importante para o ensombramento da linha de água. A escolha da maquinaria a utilizar, nomeadamente quanto à sua potência e dimensão, deverá ter em consideração a largura do curso de água e o tipo de trabalho a realizar. Referem-se mais em detalhe aspectos a ter em consideração nos seguintes tipos de intervenções no curso de água:

- Reperfilamento transversal
- Reperfilamento longitudinal
- Reperfilamento de curvas
- Desassoreamento

Reperfilamento transversal

O reperfilamento transversal pode envolver acções de aprofundamento e alargamento do leito em troços relativamente longos, de forma a acomodar os escoamentos de cheia. O simples aprofundamento não garante a manutenção dos habitats existentes, já que o plano de água tende a situar-se a cotas francamente inferiores e, por vezes, demasiado abaixo da superfície dos terrenos ribeirinhos. Em zonas peri-urbanas, ou com alguma densidade de ocupação humana, as restrições de espaço podem excluir outras opções.

Uma boa alternativa ao aprofundamento do leito é o seu alargamento, sobretudo em zonas onde os valores naturais da margem são compatíveis com a eliminação temporária de vegetação de um dos lados.

Por vezes, torna-se necessário promover tanto o desassoreamento do fundo, como o corte de um dos taludes. Tais situações devem ser encaradas como excepcionais, uma vez que a intervenção se confunde já com a regularização fluvial. Nesses casos, deverão-se prever operações de revestimento vegetal, que permitam abreviar a regeneração natural e a reconstituição da protecção do talude contra a erosão.

As acções de aprofundamento e alargamento, quando indispensáveis, devem ser combinadas de forma a criar perfis transversais compostos (leito de estiagem mais leito de cheia), garantindo um bom compromisso entre: (i) os valores naturais a preservar no interior do leito de estiagem; e (ii) a necessidade de aumento da secção transversal em caso de cheia.

Quando houver que proceder a acções de reperfilamento transversal, devem-se ter presentes as seguintes recomendações (ver Figura 4.4.4):

- 1) Criação de um leito não-uniforme e assimétrico, baseado em princípios geomorfológicos consistentes, podendo o perfil proposto basear-se em secções já existentes no mesmo curso de água.
- 2) Alargamento de uma só margem em cada secção, alternando os lados de forma a acentuar a sinuosidade de troços muito rectilíneos.
- 3) Variação de declive dos taludes — de inclinados a muito suaves — de forma a promover a diversidade de habitats.

4) Manutenção de alguns mouchões, desde que a secção nesse ponto fique dimensionada, de forma a evitar estrangulamentos localizados.

5) Dimensionamento da secção prevendo a rugosidade correspondente ao crescimento de espécies arbustivas nos taludes, de forma a reduzir a necessidade das intervenções subsequentes.

6) Dimensionamento do leito considerando diversas condições de escoamento – médias e de estiagem – e não só as que correspondem às cheias previsíveis.

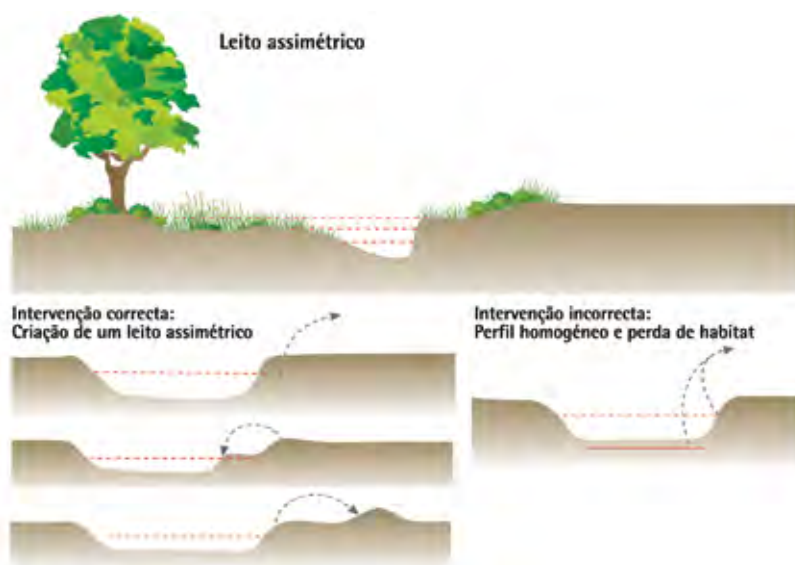


Figura 4.4.4 Reperfilamento transversal.

Reperfilamento longitudinal

O reperfilamento longitudinal de um troço de um curso de água deve atender ao seu perfil de equilíbrio, isto é, ter presente que, em termos de energia do escoamento e transporte sólido, o curso de água tende a adoptar um declive longitudinal que corresponde ao equilíbrio das diversas variáveis hidráulicas em presença. Qualquer variação introduzida no declive longitudinal do leito deve ser antecedida da ponderação dos seus efeitos, nomeadamente quanto à estabilidade do leito modificado (ver Figura 4.4.5).

A presença de pegos/fundões e rápidos no leito de um curso de água decorre do processo natural do escoamento de cheia e da sua relação com o substrato rochoso do fundo. Trata-se de formações que raramente têm localização e forma duradouras, sendo alteradas no decurso das cheias.

Consequentemente, em termos hidráulicos, é inútil e frequentemente inconveniente, remover estas ocorrências. Por seu lado, em termos ecológicos, elas asseguram a presença de leitos de gravilha (essenciais para a desova de espécies piscícolas) e promovem a diversidade de habitats, o que justifica cuidados na sua preservação.

No decurso de operações de “desassoreamento” ligeiro, é possível e desejável conservar os pegos e rápidos. Em situações de desassoreamento mais pronunciado, a sua destruição é inevitável, pelo que, neste caso, se aconselha a criação ou reconstituição destas ocorrências (ver Tabela 4.4.2). A utilização de esporões em pedra ou em estacaria pode ser útil para a sua fixação.

Leito natural, com remansos e rápidos



Dragagem incorrecta, destruindo a sequência remansos-rápidos



Dragagem correcta, mantendo a sequência remansos-rápidos

Leito transformado, com declive uniforme



Dragagem incorrecta, mantendo o declive uniforme



Dragagem correcta, criando uma nova sequência de remansos e rápidos

Figura 4.4.5 Reperfilamento longitudinal.

Tabela 4.4.2 Características de pegos e rápidos.

Característica	Pegos	Rápidos
Localização	Lado exterior das curvas.	Diagonalmente ao eixo do curso de água, à saída das curvas.
Material (pedras, seixos, etc.)		- Reutilizar o material pré-existente. - Utilizar material semelhante ao pré-existente.
Espaçamento		- Semelhante ao dos rápidos pré-existent. 6 vezes a largura do curso de água.
Altura/profundidade	Profundidade mínima de 30 cm.	Altura de 30 - 50 cm acima do fundo do leito.
Desenvolvimento longitudinal	1 - 3 vezes a largura do curso de água.	

Reperfilamento de curvas

A ocorrência de meandros valoriza a paisagem e potencia a variedade de habitats que se formam tanto no exterior como no interior das curvas. Do ponto de vista ambiental é pois desejável a conservação destas características. Em termos hidráulicos não é correcto eliminar a meandrização, por isso conduzir à alteração do perfil de equilíbrio do curso de água, por aumento do declive, provocando assim uma maior erosão, já que aumenta a velocidade do escoamento, sobretudo em situações de cheia.

Em certos casos, contudo, a situação de curvas e meandros é instável, tornando-se necessário intervir. Tais intervenções, se conduzidas com critério, podem reter ou melhorar os valores naturais. Dividem-se em três tipos:

Desassoreamento do interior da curva

Nos casos em que o assoreamento no interior da curva atinge cotas bastante superiores ao nível de estiagem, pode ser útil reduzir estas cotas, já que, aumentando a capacidade de escoamento de cheia, se favorece o estabelecimento de habitats mais húmidos. O desassoreamento do interior da curva consiste na remoção de sedimentos depositados no interior de uma curva. Pretende-se rebaixar o terreno no interior da curva, para que o nível da água (em condições normais) esteja apenas ligeiramente abaixo do nível do terreno (secção composta) (ver Figura 4.4.6).

Vantagens:

- Aumenta a capacidade de escoamento de cheia;
- Favorece o estabelecimento de habitats húmidos no interior da curva, induzindo assim o crescimento de vegetação típica destes ecossistemas.

Desvantagens:

- Nenhumas

Construção de *by-pass*

Quando a defesa contra cheias impõe o aumento da capacidade de vazão do curso de água, a criação de *by-pass* às curvas e aos meandros — que só funcionam em situações de cheia — permite manter o regime de escoamento e os habitats ribeirinhos. O *by-pass* deve ser desenhado com declive no sentido de jusante e devem ser tomados cuidados especiais no sentido de elevar e proteger a sua soleira de entrada (com enrocamento, por exemplo), sem o que a erosão provocada pela cheia transformaria o *by-pass* em trajecto permanente (ver Figura 4.4.7).

Vantagens:

- Permite o aumento da capacidade de vazão do curso de água, durante a ocorrência de cheias.
- Favorece o aparecimento de novos habitats.

Desvantagens:

- Diminui a área disponível para a agricultura.

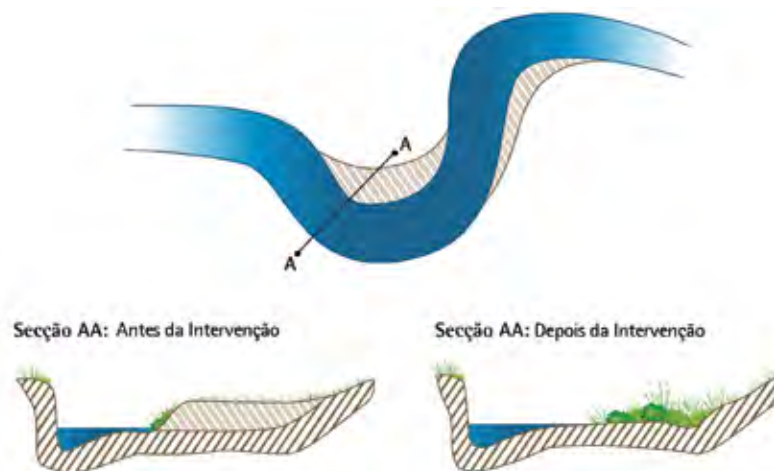


Figura 4.4.6 Desassoreamento do interior da curva.



Figura 4.4.7 Construção de by-pass.

Revestimento do exterior da curva

Nos casos em que a falta de resistência do substrato ou a violência do escoamento de cheia desestabiliza o talude exterior da curva ou meandro, há que ponderar a colocação de um revestimento de proteção. Tal revestimento pode consistir de enrocamento a granel (também conhecido como *rip-rap*), gabiões, ou estacaria de madeira.

O revestimento do exterior da curva consiste no reforço da resistência do talude exterior de uma curva, que se encontra fragilizado, nomeadamente após a passagem de uma cheia.

Vantagens:

- Permite o reforço dos taludes, evitando a erosão das margens.
- Permite o depósito de sedimentos, favorecendo a manutenção de nichos ecológicos.
- O uso de material existente no local torna estas soluções economicamente acessíveis.

Desvantagens:

- O uso excessivo destas técnicas pode provocar a artificialização das margens, sendo por isso aconselhado a sua combinação com revestimento vegetal.
- Estas técnicas tornam-se dispendiosas quando não se encontra a matéria-prima numa distância próxima.

Enrocamento – *rip-rap*

Revestimento do talude com pedras não arrumadas,

de tamanho apropriado. Este revestimento pode ser vegetalizado, melhorando assim a sua estabilidade.

Gabiões

Os gabiões são caixas rectangulares empilháveis, em rede de arame galvanizado de malha hexagonal, preenchidas com pedras de 10-15 cm. As suas dimensões típicas são de 2,0 x 1,0 x 0,5 m. Refira-se a existência de uma variante – os colchões tipo reno – em que as dimensões são diferentes; trata-se de um tapete rectangular (2,0 x 5,0 m), com uma espessura de 15-30 cm.

Os gabiões aliam a resistência mecânica à flexibilidade aos assentamentos. São fáceis de colocar e duráveis. A ruptura dos arames só ocorre após um processo natural de consolidação das pedras com o solo envolvente.

Estacaria

O talude vertical é protegido através de uma linha contínua de estacas verticais cravadas no leito. O diâmetro das estacas a utilizar varia de 5 a 10 cm.

Quando se pretende evitar o deslizamento de um talude inclinado, aconselha-se a cravação de estacas curtas, cujo topo ficará coincidente com a superfície do talude. A densidade aconselhada é de cerca de 2 estacas por metro quadrado de talude.

O uso de estacas vivas de espécies autóctones permite ainda a reinstalação da vegetação da margem e a recolonização de nichos ecológicos.

Desassoreamento

Actualmente considera-se preferível não desassorear a totalidade do fundo do leito, já que a remoção total da vasa não deixa oportunidades para a recolonização. Contudo, em certos casos, a ausência prolongada de trabalhos de manutenção não deixa grandes alternativas ao desassoreamento total do leito, uma vez que o seu assoreamento é muito pronunciado.

O desassoreamento parcial pode assumir a forma de remoção selectiva dos baixios ou mouchões que obstruam o leito. Tal processo deve ter em atenção que os mouchões têm bastante valor natural por constituírem refúgio para plantas e animais, dada a sua fraca acessibilidade. Além disso, nem sempre constituem impedimento ao escoamento, já que a velocidade da corrente é, em regra, maior à sua volta. Noutros casos, porém, um mouchão mal localizado pode contribuir para a ocorrência de rombos imediatamente a jusante.

O desassoreamento parcial envolve normalmente a criação, por dragagem, de um canal central mais fundo. É desejável que a sua largura não seja uniforme, para promover a diversificação de situações hidráulicas (rápidos, remansos, etc.), tendo em vista acomodar um grande número de habitats. A utilização desta técnica é particularmente útil nos casos em que a pequena profundidade da água é responsável pelo excesso de crescimento de vegetação. Nestas situações, importa que o centro do canal, criado por dragagem, seja suficientemente fundo para que o aumento da velocidade de escoamento possa controlar o desenvolvimento da vegetação.

Caixa 4.4.6 Antes de remover um mouchão

- Compreender o mecanismo que leva à sua formação.
- Confirmar se constitui uma obstrução ao escoamento.
- Aferir a sua estabilidade.
- Avaliar alternativas.
- Remoção parcial.
- Alargamento da secção do curso de água nesse ponto.
- Aprofundamento localizado dos braços do curso de água que o contornam.
- Abaixamento do nível do terreno, no todo ou em parte do mouchão, para permitir o aumento da capacidade de escoamento em caso de cheia.

Quando o curso de água é permanente ou semi-permanente, a água tem fraca velocidade e o leito tem largura suficiente para nele transitar um bote, é possível recorrer ao desassoreamento do fundo

através de dragagem por meio de bombas. Esta técnica requer, por vezes, a existência ou construção de uma lagoa para secagem das lamas, uma vez que, do ponto de vista ambiental, nem sempre é adequado espalhá-las nas margens.

Apesar das técnicas a empregar na limpeza e desobstrução de linhas de água não poderem ser, de modo algum, uniformes, já que dependem muito da situação concreta, existem determinadas regras comuns que devem ser cumpridas. Assim, os trabalhos de limpeza deverão sempre desenvolver-se de jusante para montante, mantendo-se, na medida do possível, a estabilidade das margens e evitando-se a destruição da vegetação arbórea e arbustiva nelas existente. Deste modo, nas linhas de água de secção transversal mais reduzida — até 5 a 6 metros — deverá trabalhar-se ao longo de uma das margens, mantendo a outra perfeitamente incólume, excepto se nela existirem rombos, procedendo-se neste caso à sua reparação. Para linhas de água de maior secção só deverão ser

Caixa 4.4.7 Desassoreamento – Regras gerais

1. Consultar um especialista em questões ambientais quanto ao valor do ecossistema local.
2. Minimizar o volume de escavação, excepto no caso de o sistema estar já bastante degradado (margens desprotegidas, dominância de silvados ou caniçais, etc.).
3. Preservar a vegetação das margens, excepto se já estiver muito degradada.
4. Manter as variações no perfil longitudinal e na secção transversal ao longo do troço a interencionar (curvas, pegos, rápidos, etc.).
5. Trabalhar no interior do curso de água ou, em alternativa, a partir de uma só margem.
6. Escolher criteriosamente os locais de depósito do material removido, evitando transitar ou descarregar esse material em zonas sensíveis.
7. Sempre que possível melhorar as condições ambientais (remansos, replantação de margens ou taludes, etc.).
8. No caso de ser necessário cortar árvores das margens para possibilitar o acesso de máquinas, adoptar técnicas que permitam a regeneração (poda, colocação de estacas, etc.).
9. Trabalhar de jusante para montante — é mais fácil e favorece a recolonização vegetal e animal.
10. Prever os efeitos das intervenções nos troços situados imediatamente a montante e a jusante.
11. Trabalhar na altura do ano mais adequada.
12. Escolher a maquinaria adequada, tendo em vista minimizar os prejuízos para a vegetação ribeirinha.
13. Escolher trajectos de acesso das máquinas que evitem locais de maior interesse ecológico.

empregues equipamentos no interior da própria secção do leito se tal se demonstrar estritamente necessário.

Estas acções são levadas a cabo mediante o emprego do seguinte tipo de maquinaria: (i) motosserras; (ii) escavadoras hidráulicas de rasto (gama dos 90 kW de potência e com um alcance máximo de escavação a nível do solo na ordem dos 8 metros); e (iii) tractores de rastos equipados com *bulldozer* e *ripper*, (gama dos 100 kW de potência ao volante do motor), segundo a seguinte sequência:

- 1) As motosserras, avançando à frente das máquinas, procedem ao corte das ramadas que se encontram pendentes para o leito, bem como das árvores existentes na base dos taludes das margens, caídas ou em risco de cair no interior da secção da linha de água.
- 2) As escavadoras hidráulicas procedem à remoção dos detritos vegetais para as margens, utilizando baldes de escavação, enterrando-os sempre que possível, nos terrenos contíguos ou fazendo a sua recheia em depósitos que, na altura própria, são destruídos ou enterrados. Para além disso, estas máquinas retiram do leito os inertes, que provocam o seu assoreamento, depositando-os junto à margem ou carregando-os para unidades de transporte, que os deslocam para câmaras de deposição.
- 3) Os tractores de rasto equipados com *bulldozer* e *ripper* procedem ao espalhamento dos inertes nos terrenos junto das margens, preenchendo os alvercões, caso existam. Trabalhando dentro da secção da linha de água executam o seu desassoreamento, transportando os sedimentos para próximo das margens, sendo daí retirados com recurso a escavadoras, equipadas geralmente com baldes de limpeza.

Nas situações de assoreamento grave, as escavadoras juntam-se aos *bulldozers*, trabalhando dentro do leito aumentando, desta forma, o seu rendimento. O rendimento a esperar, nas operações de limpeza e desobstrução levadas a cabo com os equipamentos

Caixa 4.4.8 Considerações para o depósito de dragados

- O material contém plantas que poderão ser utilizadas para a recolonização no curso de água intervencionado (ou noutro)?
- O material contém restos de plantas exóticas com carácter invasor que podem representar um problema ambiental? Nessas situações o material deve ser transportado para locais adequados.
- O material tem características adequadas e existem possibilidades para a sua utilização como material de empréstimo? (por exemplo: pedra para a construção de diques; areia ou gravilha para caminhos; terra com boas características geotécnicas para a construção de diques; terra vegetal para o revestimento de bermas).
- O material pode ser incorporado em terrenos agrícolas, em vez de ser espalhado nos terrenos das margens?
- Haverá vantagem em transportar o material para fora da zona a intervencionar?
- O planeamento prévio dos trabalhos identificou boas zonas para depósito ou zonas que importa preservar?
- As zonas de espalhamento do material necessitam de ser recobertas com terra vegetal ou basta que sejam semeadas com uma mistura de herbáceas de baixa manutenção?

já mencionados, varia muito com as condições de trabalho, com a largura da secção transversal da linha de água e com o maior ou menor grau de obstrução, podendo considerar-se três situações:

- 1) Moderado: reduzido grau de assoreamento, rombos inexistentes, algumas árvores com ramadas pendentes para o interior do leito.
- 2) Médio: troços assoreados, alguns rombos nas margens, vegetação arbórea com ramadas pendentes para o interior do leito.
- 3) Severo: elevado grau de assoreamento, vegetação arbórea e arbustiva dentro do leito, rombos e alvercões nas margens.

Tabela 4.4.3 Operações de limpeza e desobstrução de linhas de água (rendimento em horas de máquina/km).

Secção transversal do curso de água (largura em metros)	Grau de obstrução		
	Moderado	Médio	Severo
▪ 3-6	▪ 25-30	▪ 35-40	▪ 45-50
▪ 6-15	▪ 60-75	▪ 90-100	▪ 105-110
▪ 15-30	▪ 120-150	▪ 200-300	▪ 350-550

A engenharia biofísica em ambiente fluvial

A actividade humana gera uma série de efeitos ambientais no meio natural. Exemplos deste tipo de efeitos são o aparecimento de fenómenos erosivos e de instabilidade, a alteração das características do solo, a contaminação da água, terra e atmosfera, a alteração do coberto vegetal, a deterioração da qualidade ou carácter da paisagem e a destruição de habitats, entre outros. Frequentemente, a conservação dos recursos naturais necessita que se adoptem medidas de correcção ou de restauro que previnam os impactos negativos e/ou minimizem os seus efeitos sobre o meio natural.

Qualquer programa de restauro deve permitir a reconstrução do potencial biológico das superfícies afectadas, de modo a que seja viável a sua reutilização para outros usos ou a sua integração na moldura paisagística de que faz parte. Em linhas gerais, todas as acções de restauro pretendem atingir os mesmos objectivos:

- a) **Objectivo técnico:** Protecção contra os fenómenos erosivos e estabilização do substrato edáfico, regeneração da sua capacidade produtiva.
- b) **Objectivo paisagístico:** Integração das áreas no ambiente paisagístico circundante.
- c) **Objectivo ecológico:** Regeneração dos habitats.

No longo prazo, o estabelecimento dum coberto vegetal permanente é a melhor solução para conseguir atingir estes objectivos, dado que a vegetação apresenta um papel fundamental no controlo dos processos erosivos, na estabilização do solo e na reconstrução da sua produtividade, bem como na minimização dos impactos visuais e integração na paisagem. Para o estabelecimento duma cobertura vegetal permanente existem um conjunto de técnicas denominado como Engenharia Natural ou Engenharia Biofísica.

A Engenharia Biofísica compreende uma série de técnicas dentro do campo do restauro ambiental, que utilizam como material de construção o material vegetal vivo, isoladamente ou combinado com materiais inertes. Utiliza-se na regeneração e restauro da paisagem, especialmente no âmbito da consolidação de taludes e de ribeiras e para o controlo da erosão.

O nome provém do termo alemão Ingenieurbiologie e em Português traduz-se como Engenharia Biofísica ou Engenharia Natural. De uma forma mais

concreta, e de acordo com a definição do Professor Austríaco H. M. Schiechl, considerado o pai desta disciplina, a Engenharia Biofísica é uma disciplina construtiva que procura atingir os seus objectivos (técnicos, ecológicos, estéticos e económicos) através da utilização de materiais vivos (como sementes, plantas, partes de plantas e comunidades vegetais), isolados ou combinados com materiais inertes (pedra, terra, madeira, ferro ou aço) como elementos construtivos. Estes objectivos atingem-se aproveitando a versatilidade das plantas e utilizando técnicas construtivas de baixo impacto ambiental.

A Engenharia Biofísica tem a sua origem na conjugação de técnicas florestais com as de engenharia tradicional; desenvolveu-se principalmente na Europa Central, não se tratando duma disciplina que substitua a engenharia clássica, sendo antes um elemento necessário e complementar nas obras de engenharia convencional.

No campo concreto da Engenharia Hidráulica, verificou-se nos últimos anos uma alteração na forma de considerar o rio, que já não é visto como uma ameaça da qual o homem se deve proteger, mas antes como um património a conservar e valorizar. Como tal, o projecto de intervenção deve abordar as intervenções em cursos de água duma forma sistémica, partindo da constatação de que um curso de água não é apenas um canal destinado à circulação dum fluido com a maior rapidez possível, mas antes um ecossistema complexo, em que todas as componentes, vivas e inertes, que se relacionam entre si de tal forma que o desaparecimento duma relação entre elas pode comprometer o funcionamento de todo o sistema.

As acções de Engenharia Biofísica no restauro de ribeiras e cursos de água compreendem não só acções de controlo de erosão recorrendo a espécies vegetais vivas, como também acções destinadas a aumentar a diversidade morfológica do troço ou secção do leito, oferecendo nichos especializados para as comunidades ictiológicas ou bentónicas.

Visto que o tema desta publicação são as espécies ripícolas, a melhor forma de concluir este texto é demonstrar todas as capacidades e possibilidades que estas espécies encerram. As técnicas que a seguir se descrevem servem de exemplo para este potencial. Apesar de actualmente estar disponível um elevado número de técnicas diferentes, são referidas algumas das mais significativas e utilizadas na actualidade.

Faxinas vivas

Descrição: Obra longitudinal, ao longo da margem do rio, que consiste na instalação de faxinas, que ao enraizarem estabilizam a margem.

Utilização: Técnica utilizada para a estabilização da base de taludes e para o revestimento das margens dos rios e lagos, mediante a colocação de faxinas vivas elaboradas a partir de espécies com capacidade de reprodução por via vegetativa.

Execução: Reúnem-se ramos flexíveis de espécies lenhosas com capacidade vegetativa (*Salix* spp., *Tamarix* spp.), com um diâmetro mínimo de 3 cm. Com esse material, formam-se feixes cilíndricos com um diâmetro entre 30 e 50 cm e com um comprimento de 3 a 4 metros, atados com arame a cada 50 cm. Abre-se uma vala pouco profunda e coloca-se a faxina numa forma a que 1/2 a 1/3 da mesma fique à altura do nível médio das águas, fixando-a com estacas.

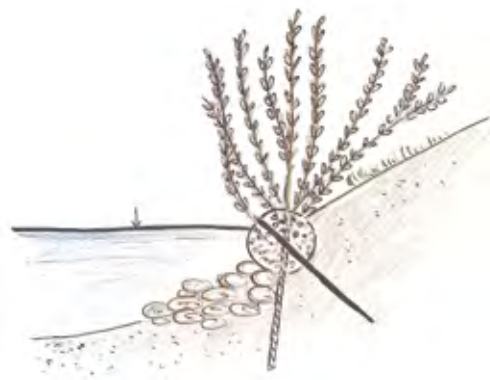


Figura 4.5.1.1 Vista lateral duma faxina viva (Paola Sangalli).



Figura 4.5.1.2 Vista frontal duma faxina viva (Paola Sangalli).

Materiais:

- Ramos das espécies acima mencionadas, com um diâmetro mínimo de 3 cm e um comprimento mínimo de 2 m;
- Arame galvanizado com 2 a 3 mm de diâmetro;
- Pedras para a base;
- Estacas de madeira (viva ou mortas) ou de aço, com um comprimento mínimo de 60 cm e diâmetro entre os 8 e 14 mm.

Limitações: A instalação de faxinas numa linha de água produz um estreitamento da secção de escoamento, como tal deve-se ter em conta o espaço necessário para regularizar o fluxo da água.



Figura 4.5.1.3 Utilização de ramos de salgueiro para a construção duma faxina (Fotografia: J. Fernandes).



Figura 4.5.1.4 Faxina utilizada como estrutura de retenção de partículas finas num muro de suporte vivo em madeira, do tipo cribwall (Fotografia: J. Bosch).



Figura 4.5.1.5 Comprimento duma faxina (Fotografia: J. Bosch).

Estacaria viva

Descrição: Colocação no solo ou nos espaços entre pedras (enrocamentos) de estacas de espécies com capacidade de reprodução por via vegetativa, como salgueiros, alfenheiros (ligustros), tamargueiras ou cevadilhas.

Utilização: Técnica utilizada em taludes com inclinação limitada, margens de rios e lagos, espaços entre pedras (enrocamentos), muros, gabiões, ou como estacas vivas na colocação de mantas e redes orgânicas, faxinas ou entrançados de salgueiro.

Execução: Obtenção de estacas de espécies com capacidade de reprodução vegetativa, com cerca de 1,0 a 1,5 metros de comprimento. Inserção das mesmas no solo, em quincôncio. Nos enrocamentos, as estacas colocam-se nos espaços entre as pedras, devendo ser inseridas até atingirem o solo.

Materiais:

- Estacas de salgueiro e de outras espécies com capacidade de reprodução por via vegetativa, com um comprimento entre 0,5 e 0,8 metros.

Limitações: Altitude e limitações climáticas e edáficas das espécies utilizadas. As diferentes espécies de salgueiro suportam uma ampla gama de condições ambientais, desde o nível do mar até aos 2000 metros de altitude. No entanto, não se adaptam a condições de clima mediterrâneo muito árido, de salinidade excessiva do substrato ou de ensombramento excessivo. Por outro lado, o alfenheiro, a tamargueira e a cevadilha adaptam-se às condições referidas, não podendo no entanto ser utilizadas em altitudes



Figura 4.5.2.1 Estacas vivas numa margem (Paola Sangalli).



Figura 4.5.2.2 Enrocamento conjugado com estacas vivas (Paola Sangalli).



Figura 4.5.2.3 Rebentos de cevadilha na base de uma margem do Rio Tuéjar, em Valência, Espanha (Fotografia: Daniel Arizpe).



Figura 4.5.2.4 Enrocamento vegetado (Fotografia: Paola Sangalli).

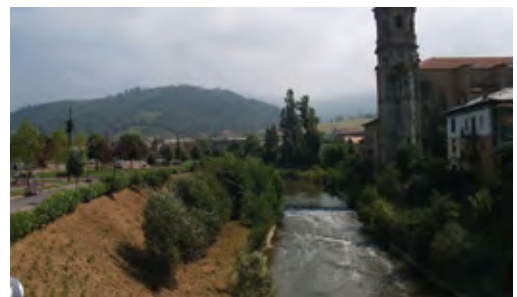


Figura 4.5.2.5 Talude reforçado com estacaria viva (Fotografia: P. Barqueta).

Entrançados vivos

Descrição: Estrutura formada pelo entrançar de ramos vivos de espécies lenhosas com capacidade de propagação por via vegetativa em redor de estacas de madeira.

Utilização: Estabilização e reconstrução de margens fluviais submetidas a erosão por parte de cursos de água com caudais e velocidades médias/baixas e transporte reduzido de objectos sólidos.

Execução: Colocam-se no terreno, paralelamente à margem, as estacas de madeira de forma que fique uma distância máxima entre elas de aproximadamente 1 metro, sobressaindo do terreno aproximadamente 0,5 cm. Entrelaçam-se as varas, largas e elásticas, em redor das estacas, tendo o cuidado de deixar a extremidade inicial (mais grossa) introduzida no solo. Enche-se o entrançado com terra para que não seque.

Materiais:

- varas elásticas de salgueiro ou de outras espécies com capacidade de propagação vegetativa (comprimento mínimo 1,5 metros e diâmetro de 3 a 4 cm);
- estacas de madeira de conífera ou de castanheiro, com diâmetro entre os 8 e 15 cm e comprimento entre 1,0 e 1,5 metros;
- arame galvanizado.

Limitações: Não se deve utilizar em cursos de água com velocidades e caudais elevados.



Figura 4.5.3.1 Entrançado vivo: vista lateral (Paola Sangalli).

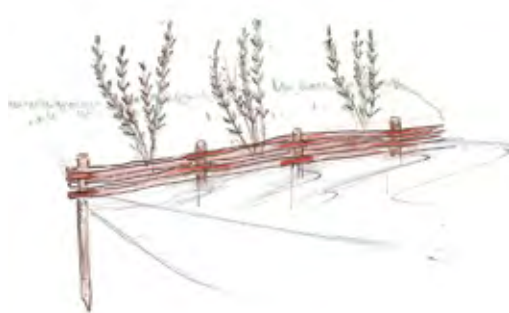


Figura 4.5.3.2 Entrançado vivo: vista frontal (Paola Sangalli).



Figura 4.5.3.3 Entrançamento de ramos vivos de salgueiro em redor de estacas vivas. Rio Tuéjar em Valência, Espanha (Fotografia: Ana Mendes).



Figura 4.5.3.4 Entrançado reforçado com estacas vivas. Rio Tuéjar em Valência, Espanha (Fotografia: Antoni Bonafont).

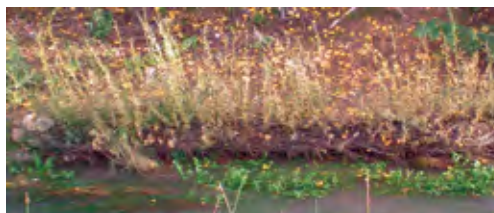


Figura 4.5.3.5 Entrançado após abrolhamento dos gomos. Rio Tuéjar em Valência, Espanha (Fotografia: J. Garcia Purroy).

Esteiras de ramos vegetativos

Descrição: Cobertura da margem do rio com estacas e varas de espécies vegetais com capacidade de reprodução por via vegetativa.

Utilização: Técnica utilizada como forma de protecção eficaz da superfície das margens do rio, contra a erosão provocada pela corrente, pela ondulação ou pela chuva. Constitui uma protecção contínua e elástica da margem, melhorando significativamente o balanço hídrico e térmico, favorecendo o desenvolvimento da vegetação no terreno e no estrato arbóreo.

Execução: Efectua-se uma cobertura da margem do rio, previamente remodelada, com varas ou estacas vivas de espécies vegetais com capacidade de reprodução vegetativa (*Salix* spp., *Tamarix* spp.). As varas ou estacas são colocadas perpendicularmente à direcção da corrente do rio, com a extremidade mais grossa imersa na água. Depois são fixadas no terreno com um arame tensionado entre varas metálicas ou estacas vivas ou mortas. No final, as varas ou estacas são cobertas com uma fina camada de solo.

Materiais:

- estacas ou varas de salgueiro e/ou outras espécies com capacidade de propagação por via vegetativa;
- estacas de *Larix*, castanheiro ou de aço;
- blocos de pedra;
- gravilha ou cascalho;
- arame galvanizado.

Limitações: Cursos de água com velocidades de escoamento elevadas e transporte de grandes quantidades de objectos sólidos.



Figura 4.5.4.3 Construção duma esteira de ramos vivos, com varas de salgueiro e um biorolo vegetado na base. Rio Ter, em Salt (Girona, Espanha) (Fotografia: J. Bosch).

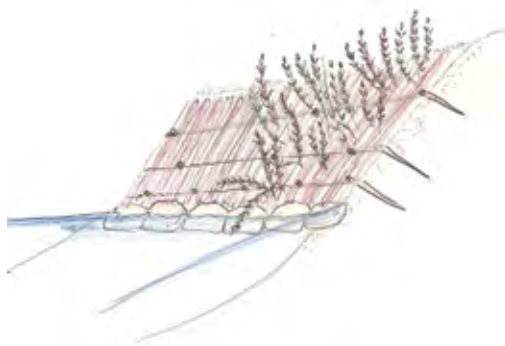


Figura 4.5.4.1 Troço de uma margem ribeirinha coberto com uma esteira de ramos vivos (Paola Sangalli).



Figura 4.5.4.4 Esteira de ramos vivos numa ribeira alpina (Fotografia: Florin Florineth).

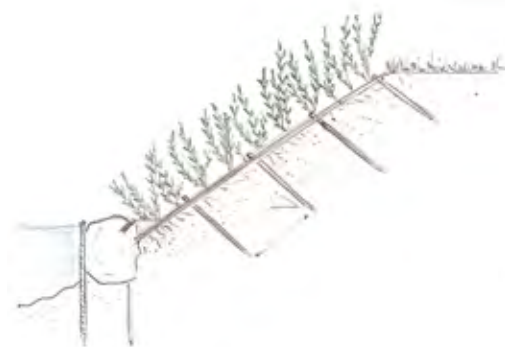


Figura 4.5.4.2 Vista lateral de uma margem coberta com uma esteira de ramos vivos (Paola Sangalli).



Figura 4.5.4.5 Esteira de ramos vivos num troço ribeirinho urbano. Ribeiro Artia, em Irún (Guipúzcoa, Espanha) (Fotografia: Paola Sangalli).

Muros de suporte vivos em madeira, tipo Cribwall

Descrição: Muro formado por uma estrutura de troncos de madeira em forma de célula, juntamente com estacas vivas.

Utilização: Para a estabilização e reconstrução de troços fluviais sujeitos a erosão resultante de caudais e velocidades médio/altas, inclusivamente com transporte de objectos sólidos (por exemplo, pedras) de média dimensão. Existem duas variantes, de estrutura simples ou dupla. A estrutura simples é a ideal em situações em que o espaço e as possibilidades de escavação são limitados.



Figura 4.5.5.1 Vista lateral de um *cribwall* vegetado (Paola Sangalli).

Execução: Executa-se uma escavação com uma ligeira inclinação contrária. Instala-se uma primeira fila de troncos, em sentido longitudinal e paralelo à ribeira. Os troncos encaixam-se e unem-se através de cavilhas metálicas. Colocam-se troncos transversalmente à primeira fila, unindo-os aos restantes troncos com cavilhas metálicas. Seguidamente, volta-se a colocar uma fila de troncos longitudinalmente, de modo a que se formem células onde se inserem as estacas de espécies com capacidade para emitir raízes adventícias. Prossegue-se desta forma até se obterem planos sucessivos, colocando cada fiada longitudinal de troncos em posição mais recuada do que a que se situar imediatamente abaixo.



Figura 4.5.5.2 Ligação de dois troncos através de grampos metálicos (Fotografia: Antoni Bonafont).



Figura 4.5.5.3 Estacas de salgueiro colocadas nas células do *cribwall* e cobertas com solo (Fotografia: Antoni Bonafont).

Materiais:

- estacas de salgueiro e/ou de outras espécies com capacidade de propagação vegetativa;
- troncos com um diâmetro mínimo de 20 cm;
- cavilhas ou grampos metálicos para a união dos troncos;
- estacas de aço com 12 a 14 cm de diâmetro;
- blocos de pedra;
- material inerte de enchimento;
- arame galvanizado.

Limitações: Quando a velocidade da água e o transporte sólido é superior à resistência do muro de troncos. Limite quando a velocidade da água é superior a 4 m/s.



Figura 4.5.5.4 Construção de um *cribwall* de troncos num troço ribeirinho urbano. Ribeiro Artia, em Irún (guipúzcoa, Espanha) (Fotografia: Paola Sangalli).



Figura 4.5.5.5 Vista do Ribeiro Artia, em Irún, após a reabilitação (Guipúzcoa, Espanha) (Fotografia: Paola Sangalli).

Controlo manual

Utensílios de corte

Para a poda de árvores e arbustos, utilizam-se motosserras e corta-sebes, nomeadamente no caso de ramos que pendam para o interior do leito e, em situações mais pontuais, serrotes e tesouras de poda. No que diz respeito ao corte da vegetação herbácea (incluindo a aquática), é de uso comum o recortador e com menos frequência, a gadanha e a foice.

Motosserra

É uma máquina equipada com um motor de 2 tempos. Utiliza-se em operações de poda e desbastes de árvores e arbustos, em que o material vegetal é de grande diâmetro.

Corta-sebes

A principal função do corta-sebes é o desbaste de ramos indesejados. É constituído por duas barras de corte cujo comprimento varia de 40 até 80 cm, accionada por um motor eléctrico, possuindo a capacidade para cortar ramos até uma espessura de 17 mm.

Recortador

É utilizado para cortar a vegetação herbácea (incluindo a aquática), podendo ser utilizado em qualquer ângulo de trabalho. É composto por um cabeçote de recorte, accionado por um motor eléctrico ou de gasolina, que acciona uma serra circular ou provoca a rotação de fios de "nylon".

Utensílios de arranque pela raiz

Para situações de arranque pela raiz da vegetação arbórea, arbustiva e herbácea, por estar a infestar as margens ou a prejudicar o manio do solo, usam-se enxadas e picaretas.

Utensílios de amontoamento

No fim da limpeza o material retirado é amontoado por ancinhos e forquilhas, podendo ter um uso posterior ou ser destruído no próprio local.

Controlo mecânico

Balde de limpeza

- O balde de limpeza permite a remoção simultânea de vegetação e sedimentos (Figura 4.6.1).
- A máquina que acciona o balde de limpeza é usualmente um conjunto industrial (vulgo retroscavadora) mas pode ainda ser uma escavadora hidráulica de rodas ou rastos, conforme a aderência do solo em que é efectuada a operação..
- A retroscavadora pode trabalhar a partir da margem. O balde é accionado por um braço hidráulico articulado; o alcance depende da dimensão do braço.
- Pode trabalhar à volta de árvores e de outros obstáculos semelhantes, necessitando acesso a partir de uma das margens.
- Acoplado com outros elementos mecânicos, pode também ser utilizado para a remoção de sedimentos no leito.
- Permite uma velocidade de trabalho de 0,2 a 0,5 km/hora.

Mowing bucket

- O *mowing bucket* permite que numa só operação seja executado o corte e a remoção da vegetação do talude e do fundo a partir das margens.
- A máquina é constituída por um balde de malha aberta, no qual é recolhido o material, após o corte ser efectuado por uma barra de corte hidráulica que se encontra na extremidade do balde.



Figura 4.6.2 Mowing bucket (Fotografia: I. Moreira).



Figura 4.6.1 Escavadora hidráulica com um balde de limpeza a operar numa margem (Fotografia: I. Moreira).

Máquina colhedora

- A máquina colhedora é utilizada dentro de água, tendo uma função de corte e recolha das infestantes aquáticas (Figura 4.6.3).
- A máquina é composta por uma barra de corte horizontal e duas verticais que envolvem a parte central onde é efectuada a recolha do material cortado através de um tapete rolante.
- As máquinas colhedoras têm sido adaptadas para superfícies relativamente pequenas, apresentando uma maior mobilidade.
- Uma desvantagem da sua utilização é que também podem remover peixes, anfíbios, aves e outra vida selvagem.

Máquinas de corte

- As máquinas mais adequadas são as moto-gadaneiras, as gadaneiras alternativas com um ou dois elementos de corte, a gadaneira rotativa e as gadaneiras de facas articuladas. Com efeito, são estas as máquinas menos sensíveis ao empapamento provocado pelos substratos encharcados.



Figura 4.6.3 Máquina colhedora na Alverca da Golegã (Fotografia: I. Moreira).

Gadaneira alternativa

- Possui uma barra de corte que compreende um elemento móvel, a lâmina de corte ou foice, e um elemento fixo munido de dedos, o porta-lâmina ou pente;
- Conforme o tipo de vegetação podem ser utilizados vários afastamentos dos dedos no porta-lâmina:
 - a) Para caules rijos ou bastantes espessos: 3" ou 76 mm;
 - b) Para caules médios: 2" ou 51 mm;
 - c) Para caules finos: 1 1/2" ou 38 mm.
- Em algumas variantes, a gadaneira alternativa possui duas lâminas de corte móveis. Apesar de mais caras, estas máquinas têm um rendimento superior e são menos sensíveis aos obstáculos

Gadaneira rotativa

- Possui órgãos de corte com um movimento de rotação.
- As gadaneiras de eixos horizontais cortam, laceram ligeiramente e deixam a erva no terreno num cordão arejado.
- As gadaneiras de eixos verticais seccionam os caules por percussão a grande velocidade, podendo ser de discos/pratos ou de tambores. A diferença entre estas reside na precisão do corte: no caso das gadaneiras de discos o corte não é tão rasteiro, o que pode ser um inconveniente em terrenos regulares mas uma vantagem nos irregulares ou pedregosos.

Vantagens:

- 1) Maior rendimento.
- 2) Bloqueio dos órgãos de corte menos frequente, implicando menor manutenção.
- 3) Permitem uma velocidade de trabalho de 10 a 15 km/h, sem empapamento.



Figura 4.6.4 Gadaneira rotativa operando numa margem (Fotografia: I. Moreira).

Desvantagens:

- 1) Mais exigentes em potência.
- 2) Mais caras.
- 3) Dificuldade em trabalhar em terrenos pedregosos devido ao rápido desgaste das lâminas e à projecção de pedras, obrigando a manter o resguardo de protecção.

Gadanheira de facas articuladas

- A gadanheira de facas articuladas é composta por uma série de martelos articulados que giram em torno de um eixo horizontal, perpendicularmente ao avanço.
- Os martelos são curvos no sentido da rotação e possuem o bordo inferior cortante. O rotor é coberto por um carter semicilíndrico, munido à frente, no seu bordo inferior, de uma contra-faca.

Tractor

- Para garantir a eficácia do tractor e não danificar a máquina, é conveniente respeitar uma distância

mínima de 50 cm entre o rodado e o rebordo do talude. Para um corte mais preciso, o ângulo de acção do engenho deve ser no mínimo de 55° com a linha do horizonte (Figura 4.6.5).

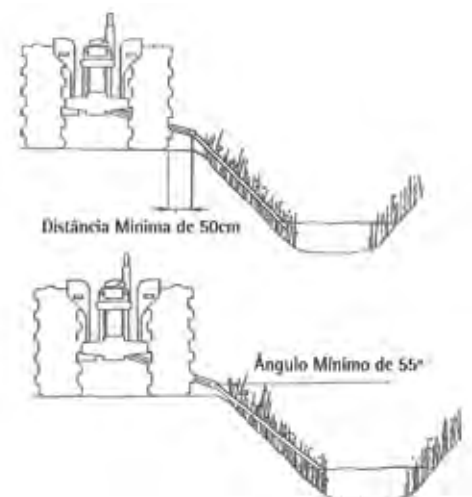


Figura 4.6.5 Modelos de acção dos tractores nas margens (G. Leal, A.C. da Mota, C. Freitas).

Controlo químico

Pulverizadores de jacto projectado

- Formação e transporte de gotas, pela passagem da calda sob pressão nos bicos de pulverização, através da acção de uma bomba.

Alto consumo de calda (ha):

Plantas herbáceas: > 700 litros

Plantas arbustivas e arbóreas: > 1000 litros

Pulverizadores de jacto transportado ou turbinas

- Formação de gotas, pela passagem da calda sob pressão nos bicos de pulverização, através da acção de uma bomba; transporte das gotas por um fluxo de ar proveniente de uma turbina ou ventilador.

Médio consumo de calda (ha):

Plantas herbáceas: 200 a 700 litros

Plantas arbustivas e arbóreas: 500 a 1000 litros

Vantagens:

- 1) Redução do volume de calda por hectare, permitindo um grande alcance e a penetração de gotas de pequeno diâmetro na folhagem através do fluxo de ar.

Pulverizadores pneumáticos ou atomizadores

- Escoamento contínuo da calda até ao bocal de pulverização, uniformizando o débito, através da acção de uma bomba;

- Calda transportada por pressão até ao bocal onde se mistura com uma corrente de ar de grande velocidade proveniente de uma turbina ou ventilador, formando gotas muito finas.

Baixo consumo de calda (ha):

Plantas herbáceas: 50 a 200 litros

Plantas arbustivas e arbóreas: 200 a 500 litros



Figura 4.6.6 Exemplo de aplicação com pulverizador de jacto transportado (Fotografia: I. Moreira)

Pulverizadores centrífugos

- A formação de gotas é obtida através de centrifugação, espalhando-se a calda do centro para a periferia de um disco com ranhuras.
- Quanto maior for o disco e a velocidade de rotação, menores serão as gotas.

Muito baixo consumo de calda (ha):

Plantas herbáceas: 5 a 50 litros

Vantagens:

- 1) Formação de gotas com diâmetro muito reduzido e débito de calda muito baixos.
- 2) Obtenção de maior homogeneidade na dimensão das gotas.
- 3) Facilita o uso de herbicidas em zonas de escassez de água para a preparação da calda.

Desvantagens:

- 1) Riscos de arrastamento da calda para as culturas vizinhas.
- 2) Maior dificuldade de penetração da calda, como em caniçais densos.

Distribuidores de grânulos

- As formulações em grânulos têm a vantagem de eliminar o arrastamento de calda.
- A maioria destes equipamentos encontra-se no mercado sob várias formas de transporte, podendo ser manuais de dorso, motorizados de dorso, em carrinho de mão, suspensos nos três pontos do tractor ou rebocados.

No caso das infestantes aquáticas e das herbáceas nos taludes, a aplicação de herbicidas pode ser feita através de equipamentos autónomos instalados num barco (Figura 4.6.7).



Figura 4.6.7 Aplicação de herbicidas a partir do leito (Fotografia: I. Moreira).



Figura 4.6.8 Aplicação de herbicidas utilizando um tractor (Fotografia: I. Moreira).

Introdução

Dada a importância que a vegetação ripícola assume para um funcionamento ecologicamente equilibrado dos corredores fluviais, referem-se seguidamente algumas recomendações que visam a obtenção de condições favoráveis para o seu desenvolvimento. Este capítulo incide sobre a recuperação da vegetação ripícola através do estabelecimento, espontaneamente ou induzido, de espécies vegetais ripícolas, com objectivos paisagísticos e ambientais.

A necessidade de preservar a banda ripícola resulta da constatação das múltiplas vantagens e benefícios ambientais que representa o revestimento das faixas de terreno adjacentes às margens dos cursos de água com vegetação ripícola. No entanto, as florestas ripícolas são frequentemente danificadas ou totalmente substituídas por outros tipos de usos do solo, principalmente agrícolas. Tal situação torna necessário actuar no sentido de as reparar ou restaurar.

As condições naturais (tipo de sedimento, água e condições hidráulicas, clima), o tipo de habitat e composição da comunidade vegetal, os usos sociais do espaço recuperado e a largura da faixa ripícola são características que devem ser tidas em consideração quando se pretende restaurar este tipo de sistemas. A largura recomendada desta faixa é um factor importante, que vai variar, entre outros, com o valor ambiental do local e com o nível de pressão antropogénica resultante do uso dos terrenos adjacentes. É também importante ter em consideração a estrutura fundiária e encorajar a cooperação dos proprietários confinantes.

Idealmente, uma banda ripícola deveria ser constituída por três zonas distintas, tendo em vista a sua eficácia, principalmente para o controlo da poluição difusa, da redução do escoamento superficial e da interceptação de nutrientes e sedimentos. As três zonas incluem uma zona de revestimento arbustivo, uma zona arbórea e uma zona de revestimento herbáceo.

Seleção das espécies

Um dos aspectos mais importantes a considerar na recuperação das comunidades de plantas ripícolas é a seleção das espécies a utilizar, de modo a garantir o sucesso das plantas instaladas e a minimizar impactos negativos no ambiente. Deve-se ter em consideração o seguinte:

- As características ecológicas do troço a recuperar (área geográfica, clima, solo, pH, salinidade, etc.) e a distribuição natural das espécies.
- A geomorfologia e posição do troço no perfil longitudinal do curso de água – nas zonas de cabeceira, por exemplo, muito sujeitas a fenómenos erosivos, as espécies a utilizar devem possuir sistemas radiculares bem desenvolvidos.
- O regime de escoamento, incluindo aspectos como a frequência e duração dos períodos de submersão – espécies como os amieiros requerem grande disponibilidade hídrica durante todo o ano, sendo mais aconselháveis em cursos de água permanentes e os freixos, que suportam períodos de seca, em pequenos troços de água de regime temporário.

- A largura da massa de água – a utilização de emergentes rizomatosos, por exemplo, pode ser adequada em massas de água largas e de profundidade considerável, o mesmo não acontecendo em cursos estreitos e pouco profundos, já que nestas situações pode ocorrer a ocupação, indesejável, de toda a largura do leito.

A seleção das espécies deve ter em consideração o facto dos bosques ripícolas frequentemente se encontrarem estruturados em faixas. Assim, diferentes espécies ocupam distintas posições nas margens e nos taludes adjacentes ao rio. Deste modo, é recomendável que se observe a posição da vegetação natural em troços de rio bem preservados, identificando as espécies que ocorrem em cada uma das faixas, mais perto ou mais afastadas da água. Têm sido utilizados vários modelos para descrever estas faixas de vegetação (Lara *et al.*, 1996; Lynch e Catterall, 1999; King *et al.*, 2000), existindo actualmente alguma controvérsia sobre a terminologia a adoptar. Para simplificar, dividimos a área de margem em três zonas distintas, desde a mais afastada até à mais próxima do leito:

- O topo do talude, ou área seca. Esta zona está sujeita aos efeitos das cheias, com um período de retorno de 2 anos nas zonas mais baixas e de 20 anos nas zonas mais altas. Esta é uma zona de transição, caracterizada por possuir grandes árvores e arbustos com um sistema radicular profundo e prados herbáceos, que ajudam a conservar o solo. Esta faixa de vegetação transita gradualmente para a zona imediatamente abaixo.
- Zona intermédia, ou área húmida. Esta zona mantém-se húmida em resultado de ser inundada pelos caudais altos e médios habituais do rio. Caracteriza-se por possuir uma mistura de árvores, arbustos e vegetação herbácea, que reduz a velocidade de escoamento quando a água a cobre.
- Zona baixa, ou área aquática. Esta zona está em contacto com a água, e é inundada assim que o caudal aumenta. A vegetação está adaptada a estas condições, possuindo um sistema radicular forte (frequentemente rizomas) e ramos flexíveis que permitem a circulação de oxigénio. As plantas desta zona toleram inundações periódicas (Telfer e Connell, 1998). Trata-se duma estrutura flexível, cujas características podem ser alteradas ou simplificadas consoante a geomorfologia e a estrutura da vegetação nos troços em bom estado da área em questão.

Esta estrutura não é necessariamente fixa, podendo ser simplificada ou modificada em função da estrutura da vegetação que possa existir em troços de rio da mesma área que se encontrem em bom estado.

Pelas razões que seguidamente se referem, é preferível escolher espécies autóctones (Duarte e Moreira, 2009) em vez de espécies exóticas, pois as primeiras:

- Estão adaptadas às características ambientais locais, como o clima, solos e regime de caudais.
- São menos susceptíveis a problemas fitossanitários, como infecções fúngicas e ataques de insectos.
- Após a instalação não necessitam de rega ou de manutenção.
- São necessárias à fauna local.
- Valorizam a herança genética nativa.
- Normalmente não se tornam invasoras, ao contrário de muitas espécies exóticas.
- Fazem parte da paisagem ribeirinha.

A forma mais segura e adequada de proceder à escolha das espécies a utilizar consiste na inventariação das espécies autóctones em troço fluviais bem conservados próximos das zonas a recuperar e com características ecológicas semelhantes.

Uma das principais limitações no uso de espécies autóctones é a obtenção de plantas, por nem sempre estarem disponíveis nos viveiros. Deste modo, em qualquer projecto que envolva plantações, é extremamente importante estabelecer na lista de tarefas a executar os procedimentos referentes à utilização e produção de espécies autóctones e de ecotipos locais. Recorrendo a um planeamento prévio, as plantas necessárias podem começar a ser produzidas um ou dois anos antes da plantação. O material vegetal pode ser obtido através de estacaria ou por colheita de sementes ou propágulos em troços fluviais bem conservados, próximos da zona a recuperar; a utilização de plantas provenientes de outras localizações biogeográficas deve ser evitada.

Desenho da instalação da plantação

Independentemente das espécies seleccionadas, a estrutura final da vegetação que se pretenda atingir e o método a utilizar, o projecto de restauro deve ter em consideração os seguintes elementos:

- 1) A plantação deve ser o mais diversificada possível, na sua estrutura vertical e horizontal, recorrendo sempre a espécies e variedades que ocorram naturalmente na zona a intervir.
- 2) A vegetação deve estar em contacto de forma funcional com o leito, de modo a permitir uma relação sistémica entre o rio e a zona ripícola. Não se trata apenas de plantar árvores na margem da linha de água; pretende-se que ocorra uma influência mútua entre os ecossistemas aquático e terrestre, de modo a que a vegetação ripícola providencie sombra e protecção às espécies aquáticas, enquanto o rio proporciona água às espécies ripícolas.

3) A faixa ripícola restaurada deve ser suficientemente larga, de modo a garantir a protecção da margem. Como critério geral, pode-se definir que a largura da faixa ripícola deve ser pelo menos igual à da linha de água, ou, se possível, entre duas a cinco vezes essa largura; no entanto, a largura da faixa ripícola nunca deve ser inferior a cinco ou seis metros (González del Tánago e García de Jalón, 1998).

4) Sempre que possível, devem-se restaurar ambas as margens do rio, visto que a protecção proporcionada pela vegetação ripícola decresce significativamente se apenas uma das margens estiver recuperada.

5) O restauro fluvial deve envolver grandes troços longitudinais do rio. Um esforço de restauro de pequena escala teria um efeito hidrológico ou ecológico diminuto. Adicionalmente, uma intervenção em larga escala favorece o efeito corredor do rio, o que é importante para as deslocações da fauna.

No delineamento da recuperação da vegetação não se pode, ainda, esquecer a importância da continuidade da galeria ripícola, seja em ambas as margens, seja alternadamente numa ou noutra, já que ela facilita a mobilidade e dispersão da fauna aquática.

Para se obter uma galeria ripícola bem estruturada e diversificada, devem ser planeados módulos de

plantação compostos por árvores, arbustos e plantas herbáceas, e deve ser decidida a sua posição na faixa ripícola. Neste processo é importante ter em consideração o seguinte:

- Exigências hídricas de cada espécie, localizando junto ao leito as mais exigentes neste aspecto (por exemplo, salgueiros e amieiros), e as menos exigentes mais afastadas (por exemplo, freixos e ulmeiros).
- Estabilidade do leito e tipo de substrato, plantando as espécies que suportam maiores velocidades de corrente e preferem solos mais arenosos na margem externa dos meandros.
- Exposição do troço a recuperar, devendo-se atender ao ensombramento que as espécies de maior porte (arbóreas e arbustivas) irão provocar sobre a massa de água (especialmente em cursos de água estreitos) e sobre as zonas envolventes; note-se que, no geral, privilegiar-se-á a alternância de zonas ensombradas com zonas onde o sol atinja a massa de água.
- Tipo de comunidade vegetal, plantando um maior número de indivíduos da(s) espécie(s) mais característica(s) da comunidade a instalar (por exemplo, num freixial privilegiar-se-á, obviamente, a planta de freixos).

Estratégias de revegetação

Revegetação natural

A revegetação através da regeneração natural deve sempre ser o primeiro método considerado, pois apresenta muitas vantagens. A área a reflorestar deve ser protegida do pastoreio animal e, após a emergência das pequenas árvores, estas necessitam de ser protegidas contra danos provocados por animais selvagens. As espécies herbáceas também devem ser controladas, especialmente se forem exóticas ou beneficiarem das actividades antropogénicas, pelo que se possam considerar invasoras.

Este método apresenta vantagens de diferentes tipos. Trata-se de uma estratégia de baixo custo do ponto de vista financeiro, pois apenas implica proteger

a área e manter as herbáceas controladas. Sob o ponto de vista da qualidade ecológica, permite obter uma comunidade com uma composição e estrutura diversificadas, estando normalmente as espécies melhor adaptadas para a sobrevivência na área em questão.

A desvantagem deste tipo de revegetação é a de que necessita de um número suficiente de propágulos, que são provenientes de áreas próximas, normalmente transportados de montante, ou do banco de sementes do solo. Isto significa que os troços vizinhos necessitam de ter razoáveis extensões de vegetação ripícola autóctone em bom estado de conservação.



Figura 4.7.1 Regeneração natural de *Populus nigra* L. no leito de gravilha de uma linha-de-água temporária (Fotografia: Olga Mayoral e Miguel Ángel Gómez).

Adicionalmente, os factores externos que podem influenciar uma regeneração bem sucedida da vegetação também necessitam de ser favoráveis, incluindo temperaturas adequadas e disponibilidade de água suficiente e apropriada à época.

Planeamento e gestão

Frequentemente torna-se necessária a intervenção humana no processo de revegetação. Tal pode ser o caso quando se utilizam espécies que não germinam facilmente a partir de semente, quando o espaço disponível para o restauro é limitado e os processos naturais serão previsivelmente infrutíferos, ou se o material vegetal (propágulos) que chega ao local a restaurar é insuficiente. Se for considerado vantajoso intervir de modo a auxiliar o desenvolvimento da vegetação ripícola, o restauro deve seguir as seguintes etapas:

1) Preparação do terreno. Preparar o terreno, de modo a facilitar a germinação das sementes ou o enraizamento das plântulas a instalar. Esta preparação deve ser realizada de forma a imitar os efeitos das cheias, que são o principal factor que favorece a regeneração da vegetação ripícola. Como tal, a preparação do terreno deve cumprir os seguintes objectivos.

a) Limpeza das margens, removendo os resíduos que não pertencem ao ambiente ribeirinho.

b) Eliminação selectiva de espécies arbóreas nas situações em que se verifique uma proliferação excessiva destas, em consequência das intervenções humanas. Esta eliminação irá criar clareiras ao nível do copado, com o consequente aumento da quantidade de luz solar que atinge o solo. Esse facto irá encorajar o crescimento inicial de espécies colonizadoras, como choupos, salgueiros e ulmeiros. Estas clareiras devem ser constituídas

imediatamente antes da implementação da vegetação, pois uma limpeza muito antecipada apenas irá favorecer o desenvolvimento do estrato herbáceo que depois irá dificultar de forma significativa o estabelecimento da vegetação lenhosa.

c) Limpeza selectiva de arbustos, como por exemplo silvas, que impeçam a regeneração das espécies que se desejam implantar, e supressão de matos, folhas mortas e outras espécies que cubram o solo que possam impedir o estabelecimento das plântulas. Esta eliminação pode ser pontual, nos locais onde se instalar as espécies, ou de larga escala, limpando até se atingir o solo mineral. Este segundo método tem a vantagem de, quando combinado com rega e até com a colocação artificial de materiais finos (o que pode ser feito através de hidro-sementeira), imitar perfeitamente os mecanismos naturais de regeneração das espécies ripícolas, embora o seu custo seja superior.

2) Introdução de vegetação, que se poderá realizar segundo diferentes técnicas:

a) Sementeira. Esta é a técnica mais adequada para a implantação de espécies herbáceas. Pode ser realizada de forma manual, a lança, ou mediante hidro-sementeira. O segundo método tem a vantagem de permitir uma germinação mais rápida das sementes e um melhor desenvolvimento radicular, em

resultado do fornecimento simultâneo de água e fertilizantes juntamente com as sementes.

As espécies lenhosas também podem ser introduzidas através de sementeira directa, ainda que na prática este método seja pouco utilizado, devido a ser ainda mais dependente das condições meteorológicas do que outros métodos, apresentando um risco de fracasso superior. Adicionalmente, as diferenças nas épocas de frutificação das diferentes espécies ribeirinhas, conjuntamente com o curto período de sobrevivência das sementes das Salicaceae, obrigaria à realização de várias campanhas de sementeira para implantar uma cobertura vegetal diversificada. Tal situação seria pouco viável, pois entre cada campanha verificar-se-ia um desenvolvimento do estrato herbáceo, dificultando fortemente a germinação e enraizamento das espécies lenhosas, para além dos custos serem muito mais elevados.

As espécies anuais e de crescimento rápido devem ser semeadas após terem terminado todas as outras operações de plantação, de modo a evitar o pisoteio e a proporcionar um melhor acabamento do trabalho. Se o solo for muito compacto, a sua superfície do mesmo deverá ser mobilizada de modo ligeiro. A sementeira pode ser realizada manualmente ou mecanicamente. A densidade da sementeira vai depender da espécie a instalar, mas recomenda-se um mínimo de 30g/m². As sementes podem ser lançadas e enterradas, o que pode ser feito através da mobilização e reviramento da camada superficial do solo, através de geotexteis, ou de outros tipos de cobertura que proporcionem protecção contra aves e animais que se alimentem de sementes.

Quando as margens possuem um declive acentuado, ou as condições de humidade do solo são fracas, recorre-se à hidrosementeira. Esta técnica projecta para a superfície do solo uma mistura de água, sementes, fertilizante, "mulch" e agregante. Previamente a esta operação, o solo é protegido com uma geotextil biodegradável, que irá permitir o desenvolvimento das plantas.

- b) **Estacaria.** Esta é a técnica mais utilizada para as Salicaceae, devido à facilidade com que os seus ramos desenvolvem raízes. Também

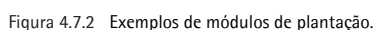
se podem implantar desta forma espécies de outras famílias, como as tamargueiras e os ulmeiros (ver capítulo 4.6.2). Para algumas herbáceas vivazes pode recorrer-se à plantação de tufo bem enraizados ou estacas, devendo ser tomados os cuidados e exigências de cada espécie, especialmente no que diz respeito à profundidade de plantação e exigências de rega. Quando o terreno se apresentar seco, e sobretudo em tempo quente, é conveniente efectuar uma rega antes da plantação, esperando-se o tempo suficiente para que o terreno esteja com boa sãção.

- c) **Plantas em torrão.** Esta é a técnica mais utilizada para os ulmeiros, freixos, amieiros e outras espécies de árvores. Ainda que apresente custos superiores, devido ao transporte e plantação, é muito mais segura em condições climáticas instáveis, como as que ocorrem nos ambientes mediterrâneos.

Uma vez marcada a localização das árvores e dos arbustos será, possivelmente, necessário proceder à abertura mecânica ou manual de covas, mais ou menos cilíndricas, de 1 m de profundidade e 1 m de diâmetro, para as árvores, e de 0,60 m por 0,60 m, para os arbustos. O fundo e os lados das covas devem ser picados entre 5 e 10 cm para permitir uma melhor aderência da terra de enchimento.

Nos casos em que a terra de fundo das covas seja de má qualidade, deve ser retirada para vazadouro e substituída por terra viva da superfície. As quantidades de estrume ou composto orgânico dependem, naturalmente, das exigências das espécies e da fertilidade do solo; todavia apontam-se, como indicativos, em casos extremos, a fertilização do fundo da cova à razão de 0,1 m³ de estrume ou 25 kg de composto orgânico, acrescido de 0,2 kg de adubo composto, para as árvores, e de 0,05 m³ de estrume ou 10 kg de composto orgânico, acrescido de 0,1 kg de adubo composto, para os arbustos.

Depois de devidamente compactada, abrem-se, na terra fertilizada, pequenas covas de plantação à medida do torrão ou do sistema radicular, no caso da plantação em raiz nua. Na plantação, a parte superior do torrão, no caso de plantas envasadas, ou o colo das plantas, quando estas são de raiz nua, devem ficar à superfície do terreno, para evitar problemas de asfixia radicular. A primeira rega será feita de imediato à plantação, para melhor



d) **Plantação de rizomas.** Esta técnica utiliza-se principalmente com plantas herbáceas aquáticas, como, as tabuas (*Typha* sp.), caniços (*Phragmites* sp.), lírios (*Iris* sp.) e outras.

uma protecção suficiente do corredor fluvial e facilitar o progressivo enriquecimento por espécies que, de forma espontânea, irão colonizar as margens. Com o tempo, a natureza irá compor a faixa ripícola não sendo, assim, necessário projectar módulos muito densos (Figura 4.7.2); chama-se a atenção para o facto de este esquema ser apenas um exemplo que terá de ser adaptado em função das condições climáticas, do solo, da dinâmica do curso de água e da largura da faixa.

Os módulos planejados serão repetidos, de forma aleatória, ao longo do curso de água e ajustados à largura do leito. Aconselha-se um espaçamento de 2 a 3 metros entre os módulos, facilitando as plantações, a manutenção e o acesso ao curso de água; espera-se que os espaços vazios sejam posteriormente preenchidos pela regeneração natural da vegetação.

A reconstituição dos andares arbustivo e arbóreo frequentemente auxilia a recuperação natural da vegetação herbácea. No entanto, a vegetação lenhosa demora algum tempo a desenvolver-se e os benefícios de longo prazo, como a atenuação dos efeitos da erosão, não são imediatamente visíveis. Durante a preparação do terreno é importante reduzir, dentro do possível, as movimentações do solo, de modo a limitar as perdas de solo. Deve ser considerada a hipótese de semear a área com plantas herbáceas de rápido crescimento (em simultâneo ou

não com a plantação de árvores e arbustos), de modo a proteger a margem durante os primeiros meses. As plantas herbáceas mais adequadas para este tipo de situação devem incluir uma mistura de espécies que desenvolvam um sistema radicular de grandes dimensões, mas que, simultaneamente, possuam uma estrutura aérea reduzida. As espécies escolhidas devem ser típicas da área a intervir, utilizando-se sementes colhidas nessa mesma região, ou numa zona que possua condições ecológicas similares.

Todas as plantas provenientes de viveiro devem respeitar as exigências de aspecto vegetativo e de sanidade correntemente exigidas, nomeadamente serem exemplares novos, sãos e bem conformados, com flecha vigorosa e com botão terminal, caule direito desde o seu início e raízes bem desenvolvidas, estendidas e não espiralada

A época mais adequada para a plantação é quando as plantas se encontram em dormência vegetativa e as condições hídricas são favoráveis: humidade do solo adequada e ausência de geadas fortes. Normalmente estas condições verificam-se na Primavera, quando o solo começa a aquecer. Nos locais que apresentem condições tipicamente Mediterrâneas, Invernos moderadamente húmidos e Verões secos, torna-se aconselhável proceder às plantações no final do Outono.

Para a manutenção das sementeiras e das plantações devem ser feitas regas nos períodos de seca, já que, apesar da proximidade da massa de água, as mobilizações efectuadas no solo e o pequeno desenvolvimento dos sistemas radiculares não é suficiente para assegurar, nos primeiros tempos, as suas necessidades hídricas.

Para finalizar, ao longo do período de desenvolvimento inicial, é importante proteger as plantas instaladas contra danos provocados por ventos fortes, animais domésticos ou selvagens e acções humanas. Para tal, pode-se vedar a totalidade da área, restringindo totalmente o acesso à mesma, ou utilizar estruturas de protecção individuais, como postes, arame ou caixas plásticas, protectores tubulares plásticos, ou barreiras radiculares contra roedores. A vulnerabilidade relativa ao pastoreio por parte das diferentes espécies tem de ser tida em consideração quando se selecciona o sistema de protecção, de modo a reduzir os custos (Hodge e Pepper, 1998). Por exemplo, o freixo, o salgueiro e o choupo-negro são muito sensíveis (DCS, 2008), enquanto o amieiro, o choupo-branco e a tamargueira aparentam ser menos atraentes para os ruminantes (Zouhar, 2003). Durante os primeiros anos de desenvolvimento deve ser evitado o pastoreio e o acesso do gado à linha de água; quando necessário, poderão ser delimitadas áreas de acesso. No capítulo seguinte poderá ser encontrada mais informação sobre a gestão do pastoreio em zonas ripícolas.

Bibliografia

Deer Comission for Scotland DCS (2008) Best Practice Guidance. Tree Protection. (URL: http://www.bestpracticeguides.org.uk/crop_treeProtection.aspx)

Duarte MC, Moreira I (2009) Flora Aquática e Ribeirinha. Administração da Região Hidrográfica do Algarve

Fischer RA, Martin CO, Ratti JT (2001) Riparian Terminology: Confusion and Clarification. Ecosystem Management and Restoration Research Program Technical Notes, Stream Restoration No 25 (EMRRP-SR-25). (URL: <http://el.erdc.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 Comission Practice Note 3 (URL: [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, Garillete 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. In: 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 (Online URL: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>)

Factores de ameaça

O carácter dinâmico das galerias ripícolas torna-as particularmente sensíveis às alterações provocadas pelas actividades humanas (Brinson e Verhoeven, 1999). O efeito negativo dos impactos antropogénicos na vegetação ribeirinha, nomeadamente das variações hidrológicas inerentes ao rebaixamento dos níveis freáticos, tem sido referido por vários estudos (e.g. Cortes e Ferreira, 1998; Mitsch e Gosselink, 2000). Em paralelo, a própria expansão das áreas urbanas e agrícolas tem conduzido à degradação e mesmo ao desaparecimento das galerias ribeirinhas, substituídas por outros tipos de ocupação do solo, pois a disponibilidade e a facilidade de acesso e de utilização da água constituem um incentivo ao desenvolvimento económico (Larsen, 1996; Duarte *et al.*, 2002; Angradi *et al.*, 2004).

O pastoreio desregrado e o abate indiscriminado de árvores para fins produtivos têm sido frequentemente

indicados entre os factores de degradação mais relevantes das formações ribeirinhas. O acesso de gado à água através de traçados que seguem a linha de maior declive da margem favorece a erosão do talude marginal e a expansão gradual da zona degradada. O abate da maioria das árvores, quer para facilitar aquele acesso, quer com o objectivo de comercializar a madeira, pode agravar e acelerar o processo de degradação. Posteriormente, estas áreas deterioradas da margem podem facilmente passar a ser locais privilegiados para a extracção de inertes – sobretudo areias para construção – e/ou para os acessos que a permitem. Esta actividade pode afectar não apenas as margens já degradadas, mas até mesmo a estabilidade do leito, pelo que os locais onde se efectua devem ser criteriosamente escolhidos tendo presente esse risco, e não na dependência de erros cometidos anteriormente nas margens e na sua vegetação.

Valor económico das galerias ribeirinhas

Alguns dos benefícios ambientais normalmente atribuídos às galerias ribeirinhas – melhoria da qualidade da água e do habitat dos peixes, ou de outras formas de vida silvestre, estabilidade dos regimes de escoamento de águas a nível local e regional – estão bem documentados (Hunter, 1990; Jeffries e Mills, 1991; Smith *et al.*, 1997; Cortes e Ferreira, 1998; Moreira *et al.*, 1999; Mitsch e Gosselink, 2000; Friedman e Lee, 2002; Moreira e Duarte, 2002). A avaliação do seu valor económico, porém, não é directa e envolve a vontade política e social de remunerar serviços ambientais cuja contabilização monetária depende, em larga medida, do valor subjectivo que lhes é atribuído pela sociedade. Para além de serem benefícios que estão fora dos mercados da economia clássica, a sua importância depende das espécies vegetais presentes na galeria, da largura desta, da ocupação do solo nas áreas adjacentes e de outras particularidades do troço fluvial que esteja em causa. Por outro lado, muitos desses benefícios demoram tempo a manifestar-se, por vezes anos ou décadas, tornando pouco evidentes as vantagens da presença e desenvolvimento da vegetação ribeirinha, devido ao lapso de tempo entretanto decorrido (Lynch e Tjadem, 2000; Brismar, 2002).

Para além do valor ambiental da vegetação lenhosa ribeirinha, a exploração das áreas ribeirinhas e zonas limítrofes de uma forma mais directa pode gerar benefícios económicos, desde que efectuada com algumas precauções de conservação. Por exemplo, a madeira proveniente das galerias ribeirinhas tem sido tradicionalmente explorada na Europa para diferentes aproveitamentos, tirando partido da especificidade da vegetação que a constitui (Oszlányi, 2001). Uma análise do preço médio ponderado do metro cúbico de madeira pago aos produtores (Tabela 4.8.1), permite concluir que os proprietários que possuam, nas suas terras, formações ripícolas podem produzir madeira de qualidade em áreas adjacentes à galeria ribeirinha, potenciando assim os seus benefícios ambientais e obtendo simultaneamente um rendimento com a venda da madeira. No entanto, essa produção não pode, de forma alguma, colocar em causa a protecção da integridade do curso de água e da galeria ribeirinha, que deve ser sempre salvaguardada.

As características tecnológicas do material lenhoso proveniente das galerias ribeirinhas ou da sua vizinhança directa podem ser muito variáveis com

Tabela 4.8.1 Preços indicativos de madeira de folhosas com aptidão ribeirinha, pagos aos produtores privados em França e Portugal. Os valores apresentados são apenas exemplificativos e podem variar entre regiões do mesmo País. Para efeitos deste quadro comparativo optou-se por não ter em consideração quer as variações de preço anuais, quer as relacionadas com a qualidade do material lenhoso (dimensões e existência ou ausência de defeitos, por exemplo). Como tal recomenda-se prudência na interpretação destes valores. A inclusão do *Pinus pinaster* justifica-se numa perspectiva de comparação com uma espécie não ribeirinha amplamente cultivada em ambos os países (Fontes: Anónimo, 2004; Anónimo, 2005; DSPE, 2006; Anónimo, 2007).

Espécie	Preço médio ponderado (Euros/m3)					
	França			Portugal		
	Mínimo	Máximo	Médio	Mínimo	Máximo	Médio
▪ <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

as espécies de árvores, o que em parte justifica as variações dos valores constantes da Tabela 4.8.1. Na Tabela 4.8.2 apresenta-se um quadro indicativo das diferentes propriedades, utilizações e características tecnológicas de algumas espécies florestais ribeirinhas.

Outras actividades económicas adicionais podem também beneficiar da presença de galerias ribeirinhas bem estruturadas como, por exemplo, as actividades de lazer e turismo baseadas total ou parcialmente no aproveitamento das margens dos cursos de água

(pesca desportiva, circuitos de manutenção, áreas de piquenique, praias fluviais, entre outras), desde que desenvolvidas de forma a não causarem prejuízos ambientais. O habitat ribeirinho é também atractivo para muitas espécies de vertebrados, incluindo alguns dos que podem ser objecto de caça, pelo que as áreas de caça vizinhas de galerias ribeirinhas bem estruturadas e conservadas podem ser favorecidas em abundância e diversidade de espécies por essa vizinhança.

Tabela 4.8.2 Propriedades, características e principais usos da madeira de espécies florestais ribeirinhas ou com ocorrência frequente em formações ribeirinhas (Fontes: Anónimo, s/d; Oliveira, s/d; Carvalho, 1997; González, 2004).

Espécie	Cor	Aproveitamentos finais	Notas
▪ <i>Alnus glutinosa</i>	▪ Amarela-rosada	▪ Mobiliário (interiores); estruturas hidráulicas; lamelados decorativos; embalagens; ferramentas; objectos vários de pequena dimensão	▪ Madeira de grande durabilidade quando mantida submersa em água
▪ <i>Alnus cordata</i>	▪ Vermelho-alaranjada, escurecendo lentamente	▪ Embalagens; estruturas hidráulicas; objectos vários de pequena dimensão	▪ Madeira de grande durabilidade quando mantida submersa em água
▪ <i>Betula pubescens</i>	▪ Esbranquiçada ou branca-rosada	▪ Contraplacados; pasta de papel; carvão; por vezes em construção (inclusive aeronáutica)	
▪ <i>Fraxinus angustifolia</i>	▪ Amarela-rosada	▪ Mobiliário maciço; contraplacados e folheados; carpintaria de interiores; ferramentas	
▪ <i>Fraxinus excelsior</i>	▪ Acastanhada; amarelo-acastanhada	▪ Artigos desportivos; mobiliário; ferramentas; soalho	
▪ <i>Frangula alnus</i>		▪ Carvão adequado para fabricação de pólvora	
▪ <i>Populus nigra</i>	▪ Cinzento avermelhado	▪ Construção (estruturas); mobiliário (interiores, fundos e costas, ilhargas); contraplacados e contralaminados; compósitos; lamelados e laminados; carpintaria fina e brinquedos; fósforos e palitos; folheados; pasta de papel; aglomerados de partículas	
▪ <i>Populus alba</i>	▪ Rosada	▪ Construção (estruturas); mobiliário (interiores, fundos e costas); contraplacados e contralaminados; compósitos; lamelados e laminados; folheados; carpintaria fina e brinquedos; fósforos e palitos; pasta de papel	
▪ <i>Castanea sativa</i>	▪ Castanho (cerne); branco-amarelado (borne)	▪ Estruturas e carpintaria de exteriores e interiores; contraplacados e folheados; mobiliário; torneados, tanoaria; construção naval; cestaria; cabos de ferramentas; laminados, colados e moldados; postes; lenha	
▪ <i>Prunus avium</i>	▪ Castanha; castanho-avermelhada	▪ Mobiliário; instrumentos musicais; ferramentas; tanoaria; revestimentos; folheados	
▪ <i>Quercus pyrenaica</i>	▪ Castanho-amarelada (cerne); branco-amarelado (borne)	▪ Pisos (parquetes); lambris; travessas; utensílios e construções rurais; esteios e tutores; tanoaria	
▪ <i>Quercus faginea</i>	▪ Castanho-amarelada (cerne); branco-amarelado (borne)	▪ Construção (estruturas e carpintarias); lambris e pavimentos; marcenaria (elementos estruturais de móveis maciços); travessas	▪ Serragem difícil devido à dureza do material e à morfologia dos fustes

Gestão das galerias ribeirinhas

Enquadramento e desafios

Uma galeria ribeirinha necessita de estar bem estruturada e ser constituída por exemplares saudáveis para que a sua presença possa beneficiar ao máximo a qualidade da água, a vida selvagem, a produção de madeira e, em última instância, as populações (Goard, 2006a). Para que a conservação e reabilitação dos espaços ribeirinhos seja eficaz, é necessário que exista regulamentação jurídica adequada, de forma a estimular os proprietários de terras a disponibilizar áreas para aumentar o valor de conservação das galerias ribeirinhas e dos correspondentes corredores fluviais. Além disso, a gestão destas áreas deve ser específica para cada bacia hidrográfica, pois cada curso de água apresenta características únicas. A gestão não pode, assim, estar limitada a componentes isolados da mesma, mas deve ser a mais completa possível, do ponto de vista ecológico, e realizada a escalas diversificadas, isto é, a gestão ao nível de um troço fluvial deve estar enquadrada em planos para a bacia do curso de água a que o troço em causa pertence e aqueles, por sua vez, em planos de bacia mais abrangentes (Hughes *et al.*, 2001).

Um dos principais desafios que se coloca à gestão destas áreas, especialmente em bacias hidrográficas muito humanizadas, é o de conciliar a manutenção da integridade das interações entre terra e água com os

objectivos de uso múltiplo do solo. As margens dos rios apresentam importantes benefícios para a sociedade e a sua conservação proporciona serviços ambientais importantes, pelo que em muitos países e regiões são consideradas juridicamente como de apropriação pública, em conjunto com o leito dos cursos de água e a própria água. Contudo, os proprietários das áreas adjacentes, que podem ser privados, têm acesso privilegiado à água e ao usufruto dos recursos a ela associados, sendo necessário regulamentar os direitos e obrigações envolvidos e fiscalizar o cumprimento daquela regulamentação. Os aspectos mais delicados prendem-se com a criação de acessos à água (para pessoas e gado) que ponham em causa a integridade das margens e da vegetação, o abate indiscriminado de árvores para madeira, a remoção de inertes do leito sem planeamento e supervisão adequados e o desvio excessivo e não autorizado de água para rega ou outros usos privados. Desta forma, qualquer actividade de exploração florestal junto ou no interior de uma galeria ribeirinha terá o potencial de afectar negativamente a qualidade da água, o habitat aquático e terrestre e outros valores e funções da vegetação ribeirinha (Tabela 4.8.3).

Se um dos objectivos de gestão destas áreas for a produção de madeira, a forma de exploração

Tabela 4.8.3 Impactes potenciais nas galerias ribeirinhas das actividades de exploração florestal (adaptado de Phillips *et al.*, 2000).

Actividades de Exploração Florestal	Maior erosão e sedimentação	Poluição química da água	Resíduos de abate	Aumento de temperatura	Compactação do solo	Tipo de habitat, estrutura e quantidade		Recursos culturais	Productividade do solo florestal
						Terrestre	Aquático		
Intervenção produtiva	×	×	×	×	×	×	×	×	×
Extracção de madeira	×	×	×	×	×	×	×	×	×
Preparação da estação		×		×		×	×		×
Uso de pesticidas	×	×		×		×	×	×	×
Fogo controlado	×	×		×		×	×	×	×
Construção de linhas corta-fogo	×	×	×		×		×	×	×
Estradas	×	×	×	×	×	×	×	×	×
Uso Recreativo	×	×	×	×	×	×	×	×	×

geralmente recomendada consiste na manutenção de uma zona tampão constituída por uma faixa adjacente ao curso de água não explorada de todo para fins comerciais (Hunter Jr., 1990) – o que não obsta a que se efectuem operações de condução tecnicamente necessárias e adequadas, como por exemplo cortes de higiene e sanidade – a par de franjas de localização menos delicada, nas quais o abate pode admitir-se, desde que aplicado por pés de árvore ou manchas de dimensão reduzida. Desta forma, pode favorecer-se o desenvolvimento de faixas de vegetação arbórea com estrutura irregular (isto é, com árvores de diversas classes de idade e dimensão), contribuindo para a formação de um habitat diversificado e estruturalmente complexo, o que se pode considerar genericamente positivo do ponto de vista ambiental. De um ponto de vista estritamente económico, contudo, um modelo de silvicultura deste tipo pode só ser exequível se o valor da madeira extraída for elevado, o que parece apontar no sentido de se explorarem espécies produtoras das chamadas “madeiras nobres” como carvalhos, castanheiro,

cerejeira-brava e freixo, entre outras. A maioria destas espécies tem preferência por solos húmidos e os seus exemplares localizam-se frequentemente na orla exterior das galerias ribeirinhas.

Antes de qualquer actividade de exploração florestal da zona ribeirinha ter início, devem identificar-se claramente os objectivos a atingir, sendo que só depois disso pode ter início o planeamento das boas práticas de gestão (Phillips *et al.*, 2000). O planeamento atempado é um requisito essencial para a identificação dos riscos e custos associados à gestão duma zona ribeirinha. É também a altura adequada para identificar as necessidades específicas de cada local, definir áreas de exploração florestal e a intensidade desta, esclarecer e concretizar medidas de salvaguarda da qualidade paisagística, diagnosticar potenciais problemas e conflitos, além de seleccionar e definir acções de mitigação de impactos ou da sua intensidade, ou que contribuam para a melhoria de uma situação pré-existente (Phillips *et al.*, 2000).

Zona tampão

A zona tampão é uma área de largura variável, adjacente ao curso de água, que não deverá ser explorada de todo, podendo apenas ser intervencionada se e quando tecnicamente necessário. A determinação da largura mais adequada é um processo complexo, que se pode processar de duas formas (Phillips *et al.*, 2000): (1) definir uma largura fixa que poderá variar consoante o grau de declive ou o tipo de linha de água; ou (2) estabelecer uma largura variável baseada em condições específicas de cada local (composição, idade e estado da vegetação, geomorfologia do local, uso do solo adjacente, ou outras que as características locais recomendem). A manutenção de zonas tampão adequadas torna-se particularmente premente em taludes marginais instáveis e declivosos, mais sujeitos aos efeitos dos processos erosivos (Brinson e Verhoeven, 1999).

Os vários estudos realizados a nível mundial sobre galerias ribeirinhas e as funções das respectivas zonas tampão permitem sintetizar alguns princípios gerais a considerar aquando da tomada de decisão sobre a largura destas faixas (Brinson e Verhoeven, 1999):

a) Embora os objectivos sócio-económicos tornem impraticáveis zonas tampão excepcionalmente amplas, geralmente quanto mais largas estas forem

melhores serão as condições para a manutenção da biodiversidade no sentido lato.

- b) Para atingir níveis semelhantes de protecção, quanto mais intensiva for a actividade económica adjacente à zona tampão maior terá de ser a largura desta.
- c) Todos os ambientes aquáticos necessitam de zonas ribeirinhas tampão, quer estejam situados em planícies aluviais, quer estejam situados em zonas de cabeceira declivosas
- d) As cabeceiras das linhas de água são essenciais para a manutenção da qualidade da água e para o controlo das cheias, estando no entanto entre as áreas mais vulneráveis a alterações.

Para cada situação, o estudo de diferentes factores, tais como as características do local ou da bacia hidrográfica, a intensidade do uso do solo ou as funções pretendidas para a zona tampão (entre outros), vai indicar soluções de base científica. No entanto, para se tomar uma decisão final sobre a largura da zona tampão, as respostas de cariz científico necessitam frequentemente de ser harmonizadas com as restrições e objectivos quer da população em

geral, quer dos proprietários ou gestores da área em questão (Figura 4.8.1) (Palone e Todd, 1998; Phillips *et al.*, 2000).

A título de exemplo, Palone e Todd (1998) e Phillips *et al.* (2000) referem que na América do Norte, a

largura mínima da zona tampão habitualmente recomendada varia entre os 10-15 e os 30-35 metros (em cada margem), consoante os locais e os objectivos pretendidos.

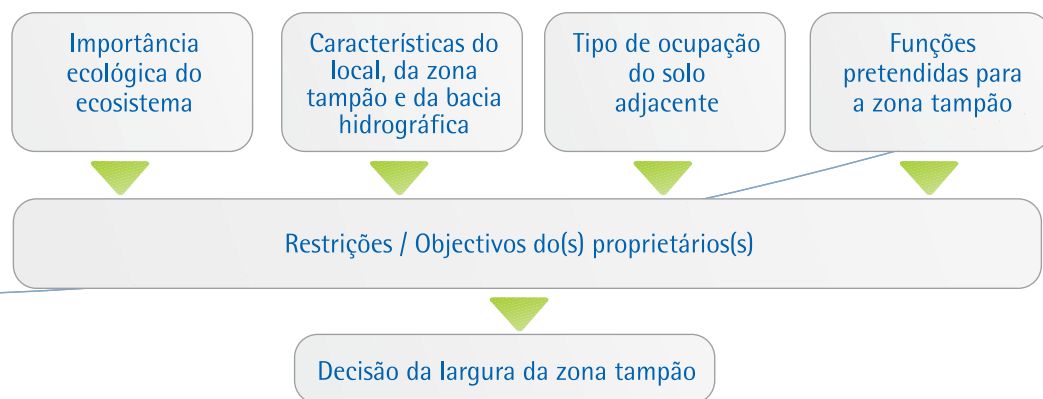


Figura 4.8.1 Critérios para determinar a largura de uma zona ribeirinha tampão (adaptado de Palone e Todd, 1998).

Boas práticas de gestão

As boas práticas de gestão das galerias florestais ribeirinhas têm como objectivo mitigar ou prevenir impactes adversos no ecossistema ribeirinho, resultantes, por exemplo, de alterações de habitat, acumulação de sedimentos, variações da temperatura da água, alterações de caudal e entradas de produtos químicos, resíduos orgânicos e resíduos sólidos (Phillips *et al.*, 2000).

Em linha gerais, o proprietário ou gestor florestal deverá ter em conta as seguintes recomendações aquando da intervenção na zona ribeirinha (Palone e Todd, 1988; Phillips *et al.*, 2000; Goard, 2006a):

- 1) Identificação de objectivos e planeamento das actividades a realizar.
- 2) Definição das características da zona tampão e implementação da mesma.
- 3) Minimização dos impactes no solo florestal, mantendo a camada orgânica intacta.

4) Interdição de entrada de maquinaria pesada na linha de água. Se o atravessamento desta for imprescindível, deve-se fazê-lo em locais projectados e preparados para o efeito.

5) Remoção de árvores e ramos de grandes dimensões que, na sequência do abate, possam cair para o interior da linha de água.

6) Tratamento adequado dos resíduos de abate (estilhaçamento do material que fica no terreno, remoção do restante).

Na Tabela 4.8.4 podem-se observar recomendações de carácter mais específico para as diferentes estruturas/ operações a edificar/executar na exploração silvícola da área adjacente à galeria ribeirinha.

Tab. 4.8.4 Recomendações de boas práticas de gestão silvícola em galerias ribeirinhas (adaptado de Goard, 2006b).

Caminhos	Atravessamento da linha de água	Abate e recarga	Depois do abate
■ Caminhos e locais de descarga devem estar localizados a pelo menos 8 m da linha de água ■ Desenhados de forma a minimizar a erosão (obliquos ao traçado do leito e margens) ■ Sempre que possível usar os já existentes ■ O mais estreitos possível (desde que cumpram a função)	■ Minimizar o número de locais de atravessamento e a perturbação do solo ■ Atravessar sempre a direito e apenas em áreas onde o leito e as margens sejam compostos por solos coesos ou com pedras	■ Trabalhar quando o solo está seco ■ Não abater mais do que 25% das árvores ■ Não depositar os resíduos de abate na linha de água ■ Não fazer a recarga do material lenhoso pela linha de água ■ Assegurar que o empreiteiro florestal compreende quais as árvores a cortar e a estrutura dos caminhos de circulação	■ Estabilizar as zonas de solo perturbadas, para evitar erosão ■ Executar novas plantações nas áreas onde decorreram os abates, com espécies autóctones e próprias do local

No que se refere ao controlo do acesso de gado à galeria ribeirinha e à linha de água, é por vezes recomendável que este seja limitado através do recurso a cercas. Tal situação deve-se ao facto do pastoreio desregrado na zona ribeirinha provocar o desaparecimento de vegetação que interessa manter, compactar o solo e poder dar origem a fenómenos de erosão nos taludes adjacentes à linha de água (Goard, 2006c). Desta forma, as cercas devem ser colocadas pelo menos a 20 m de distância da linha de água (para evitar danos aquando da subida dos níveis de água). No entanto, sempre que for necessário garantir o acesso do gado à linha de água (para beber ou atravessar), alguns pontos da cerca podem ser colocados na linha de água (Goard, 2006c):

- 1) Em locais adequados e construídos de forma a minimizar as perturbações no leito.
- 2) O leito e os taludes marginais dos locais seleccionados devem ser estáveis, preferencialmente compostos de rocha exposta ou com grandes pedras que não sejam facilmente deslocadas pelas correntes.
- 3) O declive nas zonas de atravessamento deve ser constante.
- 4) As zonas de atravessamento não devem interferir com a circulação da água ou com a vida aquática.

- 5) As cercas edificadas nestes locais devem ser capazes de resistir à passagem de destroços e suportar os caudais de ponta de cheia.

No entanto, existem situações específicas onde a presença de gado, adequadamente gerido, nas áreas ribeirinhas pode apresentar mais benefícios ecológicos do que problemas para o sistema. Uma dessas situações verifica-se em rios regulados, onde a ausência de cheias anuais pode resultar numa expansão desenfreada da vegetação, ocupando espaços ribeirinhos tipicamente abertos, como os bancos de areia ou gravilha. Estas áreas representam importantes habitats para muitas aves reprodutoras, artrópodes e insectos. O pastoreio também se pode revelar uma forma pouco dispendiosa de gestão, podendo auxiliar no controlo de problemas com espécies exóticas invasoras, como a cana (*Arundo donax*). Não é incomum que alguns projectos de restauro incluam a introdução controlada de gado, como peça fundamental do equilíbrio do ecossistema (ver <http://www.newforestlife.org.uk>). Os efeitos do pastoreio nas zonas ribeirinhas devem ser avaliados caso a caso, não se devendo generalizar. As interações entre planta e animal são muito importantes em termos ecológicos, e influenciam as zonas ribeirinhas nos sistemas silvopastoris. A completa compreensão da sua importância exige que se realizem estudos adicionais.

Considerações finais

O actual interesse pelas galerias ribeirinhas e pela sua conservação, desencadeado sobretudo por uma consciência crescente da sua importância ambiental, enquadra-se em bons princípios e práticas de ordenamento dos espaços rurais e naturalizados. Contudo, as boas práticas de condução das galerias lenhosas ribeirinhas poucas vezes têm sido, de facto, respeitadas, não obstante o valor económico de algumas das espécies arbóreas envolvidas e o papel do coberto ribeirinho na conservação da biodiversidade, na atenuação e retardamento dos caudais de ponta de cheia, ou na estabilidade dos taludes marginais dos rios e ribeiros.

É por isso indispensável a sensibilização da sociedade para a importância de que estes ecossistemas únicos e vitais se revestem, quer a nível ambiental, quer a nível económico. Urge, em complemento, encontrar formas de potenciar o conhecimento já existente em acções de gestão concretas que permitam manter de forma sustentável este importante recurso biológico. A reabilitação e a gestão sustentável das galerias lenhosas ribeirinhas são essenciais do ponto de vista da salvaguarda da biodiversidade e da sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos, bem como da sua integridade ecológica.

Bibliografia

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

Anónimo (s/d) Wageningen Tree Database. Wageningen University. Wageningen.
Disponível em: <http://www.fem.wur.nl/UK/Education/special+topics/tree/>. Acesso em: 09/04/2008

Anónimo (2004) Cours des bois sur pied. Forêts de France, 471: 9. Disponível em: http://www.foretriveefrancaise.com/data/info/137559-FDF471_09bis_pb.pdf. Acesso em: 24/01/2008

Anónimo (2005) Les ventes d'automne 2005. Les Cahiers de L'Office National des Forêts, 6: 4. Disponível em: http://www.onf.fr/doc/pdf/conj6_1105.pdf. Acesso em: 24/01/2008

Anónimo (2007) Cours Indicatifs des Bois Vendus Sur Pied. Arborea. Vichy. Disponível em: <http://www.arborea.com/items/actualites.html>. Acesso em: 24/01/2008

Brinson M, Verhoeven J (1999) Riparian Forests. In: Hunter Jr, ML (coord). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, 265-299, 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 MT (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 (policopiado)

DSPE, Divisão de Inventário e Estatísticas Florestais (2006) Sistema de Informação de Cotações de Produtos Florestais na Produção (SICOP). Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa. Disponível em <http://cryptomeria.dgrf.min-agricultura.pt/>. Acesso em: 24/01/2008

Duarte MC, Moreira I, Ferreira MT (2002) Flora Vascular Dulçaquícola. In: Moreira I, Ferreira MT, Cortes R, Pinto P, Almeida P R (coord). *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água, 2.3-2.15, 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

Goard D (2006b) *Riparian Forest Management Practices: Timber Harvesting*. Kansas State University, Kansas

Goard D (2006c) *Riparian Forest Management Practices: Fencing*. Kansas State University, Kansas

López González G (2004) *Guía de los Árboles y Arbustos de la Península Ibérica y Baleares*. 2.ª edición corregida. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid

- Hughes FMR, Adams WM, Muller E, Nilsson C, Richards KS, Barsoum N, Decamps H, Foussadier R, Girel J, Guillois H, Hayes A, Johansson M, Lambs L, Pautou G, Peiry J-L, 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 Jr. ML (1990) *Wildlife, Forests and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Regents / Prentice Hall, New Jersey
- 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. In: Calow P, Petts GE (coord). *The Rivers Handbook – Volume 2*. Blackwell Scientific Publications. 419-438, 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 Edition. 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. In: Moreira I, Ferreira MT, Cortes R, Pinto P, Almeida PR (coord). *Ecosistemas Aquáticos e Ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água, 3.3-3.31, Lisboa
- Oliveira A. (s/d) *Amieiro Napolitano (Alnus cordata)*. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa
- Oszlányi J (2001) Present Condition of the Lower Morava Floodplain Forests in Slovakia. In: Klimo E, Hager H (coord). *The Floodplain Forests in Europe: Current Situation and Perspectives*. Brill, 2-16, 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 & Private Forestry, Natural Resources Conservation Service Cooperative State Research, Education, and Extension Service, Washington
- Phillips MJ, Swift Jr. LW, Blinn CR (2000) Best Management Practices for Riparian Areas. In: Verry ES, Hornbeck JW, Dolloff CA (coord). *Riparian Management in Forests of the Continental United States*. Lewis Publishers, CRC Press. Boca Raton, 273-286, Florida
- Smith DM, Larson BC, Kelty MJ, Ashton PMS (1997) *The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology* (9th Edition). John Wiley and Sons, New York



5

Casos
de Estudo

Introdução

O Projecto de Requalificação Ambiental do Paúl da Goucha iniciou-se em Janeiro de 2005 e fez parte das acções de recuperação desenvolvidas no âmbito do Projecto Ripidurable. O Paúl da Goucha situa-se na zona Sul do concelho de Alpiarça e encontra-se numa depressão aluvionar, estando bem marcado pela actividade humana, nomeadamente através da agricultura, pecuária e extracção de inertes. Esta última actividade produziu alterações significativas no coberto vegetal e nalgumas zonas criou pequenos lagos artificiais, que foram subsequentemente utilizados como locais de deposição de lixo e entulhos.

O Paúl da Goucha é um património natural único no contexto nacional e cuja degradação ameaça a sua preservação. De facto, a área do Paúl da Goucha apresenta algumas características importantes:

- É um habitat prioritário para a conservação, de acordo com a Directiva 43/92/CEE, nomeadamente um Salgueiral e Amial paludoso (91E0pt3).
- Engloba uma área que apresenta o maior salgueiral paludoso de Portugal e um dos raros bosques paludosos de grande dimensão ainda existentes no Sul da Península Ibérica.

- No bosque paludoso existe uma turfeira com cerca de onze mil anos.
- Alberga várias espécies de vertebrados com estatuto de ameaçados.
- Apresenta indícios de degradação e pressões humanas crescentes, que poderão comprometer a sua viabilidade enquanto sistema natural.

Neste contexto, a Câmara Municipal de Alpiarça (CMA) pretendeu mitigar os efeitos das actividades de extracção de inertes sobre o ecossistema e valores naturais e paisagísticos. Tratando-se de uma tarefa que levará certamente bastantes anos a ser concluída, o Projecto Ripidurable possibilitou à CMA contactar com outras realidades Europeias, aproveitando o seu know-how para conhecer e implementar técnicas de recuperação de habitats ribeirinhos.

O projecto de requalificação do Paúl da Goucha englobou duas vertentes: uma de mitigação de habitat degradado e outra de interpretação da Natureza. Neste capítulo faz-se referência ao evoluir dos trabalhos, desde a concepção até à implementação no terreno.

Objectivos

Antes de mais, importa esclarecer que a actividade de extracção de inertes causou impactos significativos no ecossistema, não sendo possível restaura-lo até ao seu estado inicial. Deste modo, pretendeu-se devolver as condições naturais que desencadeassem o desenvolvimento da vegetação natural ribeirinha do Paúl da Goucha. Neste contexto, não se trata de uma acção típica de restauro de habitat, uma vez que não é possível voltar aos registos históricos das condições naturais, pelo que esta acção se enquadra nas acções de mitigação de habitat. Não sendo possível atingir o equilíbrio natural anterior, implementaram-se técnicas que propiciassem o desenvolvimento de um novo estado ecológico.

No âmbito do Projecto de Requalificação Ambiental do Paúl da Goucha, a CMA pretendeu atingir os seguintes objectivos adicionais:

- Desenvolver os habitats de alimentação, refúgio e reprodução de aves aquáticas;
- Plantar espécies autóctones que potenciassem a colonização do espaço;
- Desenvolver um complexo interpretativo, centrado na valorização da importância de recuperação de habitats ribeirinhos e o seu papel como corredores ecológicos.

Planeamento, execução e resultados

Caracterização geral da área de intervenção

Numa primeira fase, de modo a dispor dos elementos necessários à tomada de medidas de gestão mais adequadas, procedeu-se ao levantamento da situação no terreno, particularmente dos aspectos constantes do Quadro 5.5.1.

Os dados foram recolhidos durante o ano de 2005 e 2006, tendo-se procedido à monitorização da intervenção durante todo o desenvolvimento do projecto (Junho 2008) e após a sua conclusão.

A recolha sistemática destes elementos permitiu caracterizar a área com o detalhe suficiente para se dar início ao desenvolvimento dos planos de intervenção. Resumidamente, referem-se aqui os aspectos considerados mais relevantes para a compreensão dos trabalhos desenvolvidos.

A zona a requalificar, identificada na Figura 5.5.1 por um polígono a vermelho, tem uma área total de cerca de 29,5 ha e está parcialmente inserida na área húmida designada por Paúl da Goucha. Faz parte de uma zona aluvial que é atravessada pela Ribeira do Vale de Atela, um curso de águas permanentes cuja bacia hidrográfica apresenta uma área de 92 km² (Figura 5.1.2).

O Paúl, como zona húmida, é desprovido de qualquer protecção legal, pelo que se pretende que este venha a ser classificado no futuro, de modo a que esta situação seja acautelada. Não existe qualquer plano

de conservação, gestão ou monitorização, conforme se pode constatar pela consulta do PDM, aprovado em 1994 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 14/94, de 15 de Março, ratificação - Resolução do Conselho de Ministros n.º 90/2001).

No entanto, trata-se de um habitat prioritário da Directiva 43/92/CEE: **91E0 (Amiais e Salgueirais Paludosos)**, **92B0 (formações mediterrânicas de carácter intermitente)** e também **7140 (turfeiras de transição e ondulantes)**. Acresce que é o maior salgueiral paludoso de Portugal, cujas árvores mais antigas, segundo Rodriguez (2006, comunicação pessoal), apresentam uma idade compreendida entre os 35 a 40 anos (informação obtida a partir da análise de verrumadas).

A CMA é o único proprietário dos terrenos onde se desenvolveu a intervenção, sendo de salientar que a área circundante desta é a de maior valor ecológico, sendo propriedade privada.

Em termos geológicos, a área é formada por aluviões de origem Plisto-Holocénica, sendo de destacar a existência de turfa orgânica no final da bacia hidrográfica, local onde os depósitos da turfeira podem atingir uma iso-espessura de 8 metros (CONSMAGA, 2002).

A zona onde se insere o Paúl da Goucha terá sido em tempo remotos um Paúl de águas doces permanentes,

Tabela 5.1.1 Aspectos tidos em consideração aquando do levantamento da situação no terreno.

■ 1 Enquadramento - Localização geográfica - Situação legal - Instrumentos de ordenamento e gestão ■ 2 Caracterização física - Geologia - Pedologia - Hidrologia - Clima ■ 3 Caracterização Biológica - Flora - Unidades ecológicas - Fauna	■ 4 Unidades de Paisagem ■ 5 Caracterização do Património Natural - Património arquitectónico - Património arqueológico - Património etnográfico ■ 6 Caracterização socio-económica - População - Actividades humanas - Poluição e efluentes
---	---

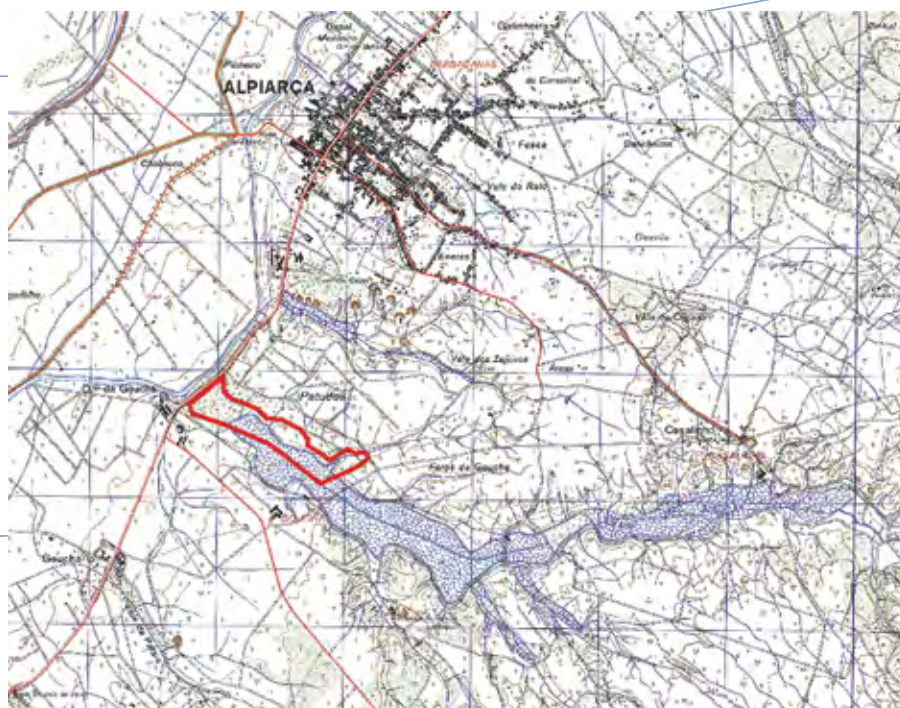


Figura 5.1.1 Esboço cartográfico da localização geográfica da zona de requalificação (base: Carta militar N.º 353 - 1:25 000, do Instituto Geográfico do Exército).



Figura 5.1.2 Vista da zona do Vale da Goucha onde se insere o Paúl e respectivos elementos de paisagem (Fotografia: Ana Mendes).

com vegetação emergente parcialmente imersa durante a maior parte da estação de crescimento. A vegetação seria provavelmente dominada por povoamentos mistos de *Salix* spp. No entanto, a pretensão da utilização agrícola do solo terá resultado na conversão desta zona húmida em campos de cultivo de arroz.

A manutenção do nível hidrostático baixo terá sido obtida através da regularização do leito do rio, de modo a permitir as culturas tradicionais, nomeadamente o milho e o arroz, contribuindo para facilitar o regadio das referidas culturas. Esta regularização resultou no assoreamento gradual da área, quer devido a factores naturais (arrastamento de inertes na época

das chuvas e inundações periódicas) quer a factores humanos (actividade extractiva a Norte da ribeira). Foi o elevado assoreamento, o confinamento da área e as sucessivas inundações, que levaram, no passado recente (20 anos, segundo CONSMAGA (2002)), ao abandono do uso agrícola destes terrenos, tendo-se verificado a rápida transição/sucessão para a natureza palustre da zona que lhe era característica no passado. Actualmente a vala de drenagem da pequena ribeira encontra-se fortemente assoreada, o que dificulta o escoamento da água. Com base na informação obtida relativa à idade das árvores mais velhas, o abandono do uso do solo para fins agrícolas poderá ter tido início em 1970.

A extracção exhaustiva de inertes terá tido início em 1980, sendo possível verificar que em 1993 já se verificavam grandes alterações do coberto vegetal do Paúl, bem como da área envolvente. A cessação desta actividade ocorreu em 2000, por acordo com a CMA e por interesse desta na preservação do Património Natural. No entanto, é de salientar que, paralelamente ao preenchimento das depressões de extracção com entulhos de origens diversas e de difícil caracterização, existe uma zona confinada que terá sido aproveitada para lixeira de origem doméstica, que foi posteriormente selada. Estas alterações podem ser constatadas através da observação da imagem aérea de 1993 e da sua comparação com os depósitos e depressões actualmente existentes, visíveis numa fotografia aérea de 2007 (Figura 5.1.3).

Uma grande preocupação que esteve desde cedo associada ao desenvolvimento deste projecto, foi a possível contaminação da água, quer nos lagos junto à lixeira selada, quer no próprio Paúl. O estudo desenvolvido para a "Selagem e Recuperação Ambiental das lixeiras da Sub-região da Lezíria do Tejo – Margem Esquerda do Tejo" refere que as camadas argilosas que revestem o local onde se encontra a lixeira selada poderiam funcionar como camadas isolantes de contaminantes. Este facto foi confirmado pelos resultados obtidos nas

análises à água e ao lodo dos lagos junto à lixeira selada. As análises foram efectuadas por entidades independentes e credenciadas, e os seus resultados permitiram concluir que a água e sedimentos não apresentavam valores de agentes poluentes acima dos limites legais (Quadro 5.1.2).

A cobertura vegetal que actualmente se encontra no Paúl da Goucha é caracterizada por diferentes tipos de vegetação, de acordo com o tipo de habitat em que se encontra. Genericamente pode-se referir que a espécie mais abundante é a Borrazeira-negra (*Salix atrocinera*), encontrando-se ainda uma elevada abundância da exótica invasora Erva-pinheirinha (*Myriophyllum aquaticum*).

Relativamente à fauna, pode-se referir a ocorrência de 11 espécies de peixes, 13 espécies de anfíbios, 17 espécies de répteis, 167 espécies de aves e de 27 espécies de mamíferos. Vinte e cinco espécies de aves figuram no anexo I da Directiva Habitats, 8 têm estatuto de protecção "Em Perigo" segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2006) e regista-se a nidificação comprovada de 82 espécies. Das 27 espécies de mamíferos, uma delas encontra-se classificada como "Criticamente em Perigo" e outra com estatuto de "Vulnerável" (Cabral *et al.*, 2006).



Figura 5.1.3 Fotografia aérea de 1993 (a) e 2007 (b) da zona de intervenção.

Tabela 5.1.2 Resultados das análises à água e sedimentos efectuadas pelo Instituto do Ambiente.

Tipo de amostra – Água superficial
Ponto de colheita – Lago Pedreira do Hilário
Data da colheita – 27/06/2006

	Valor de referência máximo aceitável	Valor de referência máximo aceitável	Valor de referência máximo aceitável	Resultado
	Água para consumo humano	Água rega	Águas doces superficiais Qualidade mínima	
■ Azoto amoniacal			■ 5 mg/L	■ < 0.08 mg/L
■ Azoto Kjeldahl			■ 3 mg/L	■ < 0.50 mg/L
■ CBO 5			■ 10 mg/L	■ < 3 mg/L
■ Condutividade	■ 1000 µS/cm			■ 629 µS/cm
■ CQO	■ 30 mg/L			■ 23 mg/L
■ Fosfatos	■ 0.4 – 0.7 mg/L			■ < 0.1mg/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 suspensos totais	■ 25 mg/L			■ 29 mg/L
■ pH no laboratório			■ 9	■ 8.3
■ Temperatura (pH)	■ 22 °C		■ 30 °C	■ 22 °C
■ Arsénio	■ 0.01 mg/L		■ 0.1 mg/L	■ 3.3 µg/L
■ Cádmio	■ 0.001 mg/L		■ 0.05 mg/L	■ < 0.5 µg/L
■ Chumbo			■ 0.05 mg/L	■ < 5 µg/L
■ Cobre	■ 0.02 mg/L		■ 0.5 mg/L	■ < 0.04 mg/L
■ Crómio			■ 0.05 mg/L	■ < 2 µg/L
■ Mercúrio	■ 0.0001 mg/L		■ 0.001 mg/L	■ < 0.10 µg/L
■ Zinco	■ 0.5 mg/L		■ 1 mg/L	■ < 0.05 mg/L
■ Níquel			■ 0.05 mg/L	■ < 5 µg/L
■ Cálcio				■ 44 mg/L
■ Magnésio				■ 21 mg/L
■ Dureza Total				■ 0.20 g/L

Tipo de amostra - Sedimento
Ponto de colheita - Lago Pedreira do Hilário
Data da colheita - 27/06/2006

	Valor de referência* ^a mg/kg	Resultado mg/kg
■ Cádmio	■ 20	■ 2
■ Cobre	■ 1000	■ 24
■ Chumbo	■ 750	■ 31
■ Zinco	■ 2500	■ 59
	g/kg	g/kg
■ Azoto Kjeldahl	■ - ^{*b}	■ 1.7
■ Azoto Total	■ - ^{*b}	■ 1.9
■ Fósforo Total	■ - ^{*b}	■ 69
HAP - Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares		Resultado µg/kg
■ Acenafteno	■ 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

*a Valor limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à agricultura, de acordo com o Decreto-Lei nº 446/91, Portaria 176/96 (2ª série) de 3 de Outubro.

*b Não se encontra definido.

Projecto de Intervenção

A elaboração do projecto de requalificação foi objecto de reuniões de discussão alargadas a vários peritos, para que se atingissem os objectivos propostos. Numa primeira fase foram contratados os serviços de consultoria ambiental do *Wetlands and Wildfowl Trust* que foi responsável pela elaboração do projecto conceito. Neste projecto conceito foram analisadas as seguintes áreas: grupos alvo; acesso; princípios educacionais e interpretativos; material publicitário; oportunidades e constrangimentos; faseamento de operações.

Nesta fase o projecto de requalificação foi dividido em 4 áreas, cada uma delas com níveis e períodos de intervenção distintos. A área A está compreendida entre as ravinas de extracção de areias e a lixeira selada, a área B representa a zona da lixeira selada e lago de maiores dimensões. As áreas A e B foram definidas como áreas prioritárias para recuperação de habitat. A área C foi definida na área onde actualmente se encontra o montado e o local onde apenas se realizariam acções de colocação de percursos interpretativos. A área D é representada por toda a zona húmida envolvente do Paúl, que é propriedade privada e que tem maior valor ecológico.

No plano de conceito desenvolvido inicialmente, foi tido em consideração que a implementação de um centro de interpretação economicamente sustentado requer um número de visitantes suficientemente

elevado. Assim, foram definidas fases de intervenção prioritárias que se sucedem no tempo (Figura 5.1.4). Simultaneamente realizou-se um estudo dos recursos humanos necessários ao desenvolvimento deste plano.

Na fase 1 as intervenções centram-se nas áreas A e B, sendo de destacar o desenvolvimento das seguintes actividades:

- Limpeza do terreno na área A e incorporação de solo apropriado ao desenvolvimento de plantas;
- Retenção das ravinas de nidificação de andorinhadas-barreiras (Riparia riparia) e colocação de trilhos a uma distância adequada, de modo a não perturbar a nidificação;
- Reperfilamento das margens do lago, de modo a que a altura das margens permita não só o desenvolvimento de vegetação, mas também de habitats adequados à alimentação, refugio e nidificação de aves;
- Reperfilamento da ilha localizada no meio do lago, de modo a torná-la adequada para as aves aquáticas;
- Desenvolvimento de percursos de interpretação da natureza em redor do lago.

Pessoal necessário: 1 educador que se deslocará ao local quando se realizarem as visitas.



Figura 5.1.4 Mapa resumo das áreas de intervenção do plano de conceito.

Na fase 2 foram previstas intervenções de criação de habitat e criação de melhores condições de visita:

- Criação de vários pequenos lagos na área A, de modo a providenciar habitat para anfíbios, libélulas, libelinhas e outros invertebrados;
- Criação de área de caniço, bosque paludoso e áreas de águas abertas (remoção de espécies exóticas);
- Criação de um lago artificial, para actividades de educação ambiental relativas à identificação de macro invertebrados;
- Reperfilamento das margens e plantações na área B, bem como colocação de passadiços;
- Colocação de observatórios.

Pessoal necessário: 2 educadores ou mais de acordo com visitas agendadas (deslocação ao local quando necessário).

Na fase 3 deverão atrair-se os proprietários dos terrenos adjacentes (área D) de modo a que integrem o projecto, permitindo a gestão dos habitats marginais de forma a propiciar e manter os ecossistemas e valores naturais.

Pessoal necessário: 3 ou mais educadores de acordo com as visitas agendadas (deslocação ao local quando necessário).

Na fase 4 deverá aferir-se se o local tem um potencial de visitantes suficiente para implementar um centro interpretativo. Caso tal se verifique, deverá providenciar-se a existência das seguintes infra-estruturas: parque de estacionamento, sanitários, bar, melhoramento dos percursos interpretativos e área de concentração de actividades.

Pessoal necessário: um gestor do centro, 2 quadros permanentes, 3 ou mais educadores e 2 ou mais pessoal de campo de acordo com os voluntários e resposta da comunidade.

Após a conclusão do plano de conceito foi contratada uma equipa de Engenheiros Biofísicos para a elaboração do plano de pormenor da execução (Figura 5.1.5 e Quadro 5.1.3). Foi fornecida a caracterização do local, o plano de conceito e foram ainda realizadas várias reuniões com o objectivo de clarificar o que se pretendia implementar no terreno, tendo por base os objectivos a atingir com o projecto.

Após a apresentação do projecto preliminar, foram realizadas várias reuniões com especialistas de diferentes ramos (Biólogos, Engenheiros Florestais, Ornitólogos), de modo a que este pudesse ser avaliado relativamente às várias componentes.



Figura 5.1.5 Plano Geral e Cortes de Apresentação do Projecto de execução.

A escolha das espécies de árvores, arbustos e herbáceas, bem como os locais de colocação de observatórios e trilhos interpretativos, foi sujeita a uma análise rigorosa. Relativamente ao primeiro grupo, foram consideradas apenas as espécies existentes na área da bacia hidrográfica em que a região se insere (nomeadamente margem esquerda do rio Tejo), tendo sido tidos em consideração os inventários florísticos realizados pelo Instituto Superior de Agronomia no âmbito do Projecto Ripidurable. Foram eliminadas do elenco de espécies a plantar aquelas que não eram nativas da região em causa.

Relativamente à colocação dos observatórios e trilhos interpretativos foram tidas em consideração as recomendações de Andrews e Kinsman (1990), relativamente às medidas que favorecem a nidificação e minimizam a perturbação. Foi dado especial cuidado à nidificação de andorinha-das-barreiras. Os aspectos discutidos foram posteriormente incluídos no projecto final.

Tabela 5.1.3 Elementos constituintes do plano de execução de pormenor.

Descrição		Conteúdos
■ Peças Escritas	■ Memória descritiva	■ Caracterização; Avaliação do local (pontos fortes e fracos, oportunidades, ameaças); Objectivos da intervenção; Proposta de intervenção e Estimativa orçamental.
	■ Caderno de encargos	■ Para cada um dos seguintes elementos são definidos os critérios de medição, descrição do artigo e condições técnicas: ■ Trabalhos preparatórios (demolições e remoções). ■ Modelação geral do terreno (escavação geral, aterro geral, terras de empréstimo). ■ Pavimentos, revestimentos, lancis e valetas (base de tout-venant, pavimento de saibro, lancil de betão e madeira, valetas). ■ Plantação (Preparação geral do terreno, plantação de árvores, arbustos e herbáceas, sementeiras). ■ Mobiliários, equipamento, vedações e portões (bancos e mesas, painéis informativos, estrutura de apoio à educação ambiental). ■ Outros trabalhos (montagem e desmontagem de estaleiro, telas finais). ■ Responsabilidades e garantias.
	■ Medições e orçamentos	■ Neste elemento são quantificados os custos por quantidade e preço unitário para cada um dos itens mencionados no caderno de encargos.
■ Peças Desenhadas	■ Plano Geral	■ Aspecto geral de todo o plano de execução com introdução da maioria dos elementos.
	■ Altimetria	■ Levantamentos topográficos da área a intervir.
	■ Plano de Planimetria	■ Modelação planimetrica a atingir durante a fase de execução.
	■ Plano de Plantação de árvores	■ Especificações dos locais de plantação de cada uma das espécies de árvores.
	■ Plano de Plantação de arbustos	■ Especificações dos locais de plantação de cada uma das espécies de arbustos.
	■ Plano de plantação de herbáceas e sementeiras	■ Especificações dos locais de plantação de herbáceas e sementeiras.
	■ Plano de Pavimentos, equipamentos e drenagem	■ Planos de localização dos pavimentos, equipamentos e drenagem a implementar.
	■ Plano de Pormenores de execução	■ Planos de pormenores de implementação de pavimentos, equipamentos e drenagem.

Execução

Trabalhos preparatórios [demolições e remoções]

A intervenção de requalificação iniciou-se em 2005, apesar de nessa altura o projecto ainda não estar aprovado e de estarem a decorrer as caracterizações do local necessárias à elaboração do projecto de intervenção. De facto, uma primeira avaliação revelou ser urgente a retirada de todo o lixo e entulho existente no local, de modo a libertar áreas de terreno (Figura 5.1.6).

Nesta fase foi também possível obter mais alguma informação relativa ao tipo de detritos que foram usados no passado para preencher as depressões causadas pela extracção de areias. Os entulhos foram caracterizados em essencialmente 3 tipos: os provenientes de materiais resultantes da própria extracção de areias (caracterizados por materiais inertes que não foram sujeitos a aproveitamento); os provenientes de obras (tijolos, betão armado, alcatrão, areias diversas contaminadas por detritos); e finalmente outro tipo de detritos mais poluentes, como por exemplo baterias de carros, frigoríficos e restos de pesticidas. Este último grupo apresentou uma presença residual.



Figura 5.1.6 Aspecto geral da área de intervenção antes (1) e após as operações de limpeza (2) (Fotografia: Ana Mendes).

Modelação geral do terreno

Entre as várias condições a que este trabalho obedeceu destacamos as seguintes:

- a) Os terraplenos das escavações e taludes foram efectuados de modo a apresentar superfícies bem regularizadas;
- b) As árvores existentes não foram cortadas, salvo com autorização expressa por parte da Fiscalização, e apenas se efectuaram algumas podas quando tal se revelou estritamente necessário;
- c) O material resultante da escavação foi transportado para as zonas de aterro e o excedente para vazadouro;
- d) Após a realização de cada escavação, foram tomadas as medidas necessárias para minimizar os riscos de erosão local;
- e) As remoções de canas (*Arundo donax*) foram feitas tentando retirar toda a planta e respectivos rizomas, de forma a controlar a sua expansão no terreno;
- f) Os trabalhos foram acompanhados diariamente pela CMA, de modo a que se pudessem efectuar alterações pontuais ao plano inicial. De facto, o acompanhamento da obra tornou-se vital para adequar o planeado à execução possível no terreno;
- g) Os materiais utilizados nos aterros consistiram em solos ou outros materiais que se obtiveram das escavações realizadas na obra e que reuniam as condições técnicas adequadas;
- h) Na medida do possível, o solo introduzido não continha detritos vegetais, lixo ou quaisquer outros detritos orgânicos ou inorgânicos;

i) Evitou-se a compactação excessiva da camada superficial nas áreas a plantar;

j) Na construção do aterro houve o cuidado de aplicar os solos de pior qualidade na base do mesmo, reservando os solos com melhores características para a parte superior do talude.



Figura 5.1.7 Aspecto geral antes da modelação do terreno (1 e 2) e aspecto geral durante a fase final dos trabalhos de modelação (3) (Fotografia: Ana Mendes).

Pavimentos, revestimentos, lancis e valetas

A implementação no terreno das especificações técnicas do caderno de encargos foi realizada após terem ocorrido as plantações. Idealmente estas deveriam ter sido realizadas após a implementação de lancis, pavimentos, revestimentos e valetas. No entanto, como tal não se revelou possível, devido

a atrasos de ordem diversa, optou-se por efectuar as plantações antes da aplicação no terreno destas estruturas. Na Figura 5.1.8 pode-se observar o aspecto geral da implantação no terreno dos lancis dos trilhos de interpretação.



Figura 5.1.8 Aspecto geral da implantação no terreno dos lancis dos trilhos de interpretação (Fotografia: Ana Mendes).

Plantações

Após a limpeza de lixos e entulhos e no seguimento da modelação do terreno, procedeu-se à distribuição uniforme de terra limpa (Figura 5.1.9). A distribuição da terra foi realizada com um bulldozer, deixando no mínimo uma espessura de solo de 15cm.

Apesar de ser recomendável a fertilização geral com estrume orgânico, tal não foi efectuado, por se considerar que as espécies em causa tolerariam bem as condições a que iriam estar sujeitas.

Os esquemas de plantação envolviam a plantação de 28 espécies de árvores e arbustos diferentes,

na maioria envasados, num total de cerca de 575 exemplares de árvores e 942 de arbustos. Foi necessário proceder à marcação com um código de cores específico para cada espécie (no vaso e na estaca), de modo a facilitar o trabalho da equipa que efectuou a plantação.

Realizou-se previamente uma piquetagem no terreno, colocando-se estacas pintadas com as cores correspondentes às espécies que se pretendiam plantar e de acordo com a peça desenhada. A plantação foi feita à cova com recurso a uma pequena retro-escavadora (Figuras 5.1.10, 5.1.11 e 5.1.12).



Figura 5.1.9 Aspecto geral da terra utilizada como camada superficial (1); Operação de espalhamento no local (2) (Fotografia: Ana Mendes).



Figura 5.1.10 Pormenor do sistema de marcação por cores para o reconhecimento das espécies a plantar (1) e aspecto da cova de plantação (2) (Fotografia: Ana Mendes).



Figura 5.1.11 Sequência geral de plantação (Fotografia: Ana Mendes).

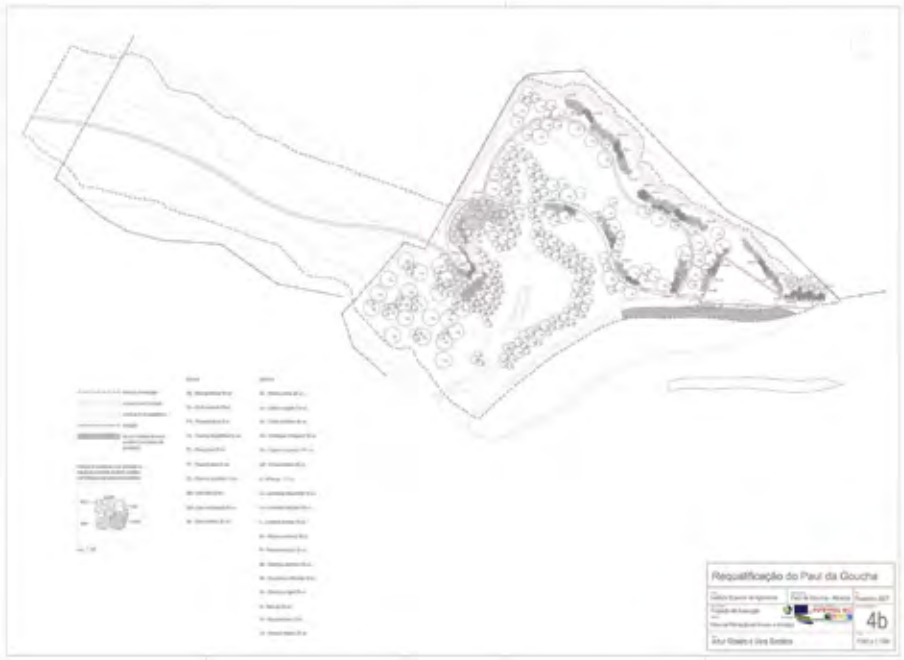


Figura 5.1.12 Plano de Plantação de árvores e arbustos do Projecto de Execução.

Implementação de trilhos e observatórios

A definição dos trilhos e localização dos observatórios foi realizada em sintonia com a definição das histórias pedagógicas e valores naturais que se pretendiam divulgar e valorizar.

Numa primeira fase foram definidos os objectivos gerais a concretizar, assim como o tipo de comportamentos que desejaríamos provocar ou suscitar no público-alvo com a realização das actividades propostas:

a) Inspirar e desafiar as pessoas a tomarem acções ou medidas positivas para com o Paúl da Goucha e pelo meio ambiente em geral:

- Deixar de utilizar o Paúl como depósito de entulho;
- Abandonar as práticas de caça ilegal;
- Ordenar a pesca;
- Informar os pescadores sobre as espécies piscícolas invasoras de maior impacto ambiental;
- Deixar de utilizar as linhas de água que afluem ao Paúl como vazadouros de águas poluídas;
- Explicar o impacto negativo para as populações da utilização excessiva de adubos e pesticidas;
- Compreender como se processa a contaminação das águas para consumo humano;
- Respeitar a natureza (não fazer pilhagens de ninhos; explicar o que é a pilhagem passiva; não matar cobras, lagartos e sapos).

b) Manter os visitantes/pessoas informadas sobre a gestão realizada no Paúl da Goucha:

- Divulgar a importância do Paúl da Goucha num contexto Europeu;
- Divulgar as espécies de flora e fauna existentes.

c) Promover o desenvolvimento de uma relação de envolvimento da população local com o Paúl.

d) Promover o desenvolvimento da interacção entre as pessoas e a vida selvagem para benefício de ambos, ou seja, promover o desenvolvimento sustentável.

e) Convidar os visitantes a contribuir para futuros placares informativos (por exemplo através de exposições temáticas e debates).

f) Desenvolver acções de carácter ambiental promovidas quer pelo sector privado, quer pelas ONG's.

Alguns dos objectivos propostos foram postos em prática com a delimitação de vários trilhos ao longo da área de intervenção. A cada trilho foi atribuído o nome de uma ave, ao qual estava associado uma mensagem de cariz ambiental. Assim foram definidos os seguintes trilhos:

- Trilho das Andorinhas/Petinhas, que pretende ilustrar as migrações de aves e a importância de protecção de habitats naturais. As espécies presentes neste trilho alternam ao longo do ano. Deste modo, encontram-se Andorinhas na Primavera/Verão e Petinhas no Outono/ Inverno;
- Trilho do Guarda-rios, que pretende ilustrar todo o projecto de recuperação de habitat realizado no Paúl da Goucha e as espécies que nele podemos encontrar;
- Trilho da Garça, que ilustra a importância da água e seus efeitos na vegetação e vida animal.

A linguagem utilizada foi escolhida de acordo com o público-alvo definido previamente, tendo sido a população estudantil aquela que se considerou possibilitar um maior impacto ao nível da preservação do Paúl da Goucha a curto, médio e longo prazo. Através do recurso a uma empresa de design, foram definidos os suportes mais adequados a serem utilizados no Paúl da Goucha, de modo a cativar visualmente os visitantes (Figura 5.1.13).

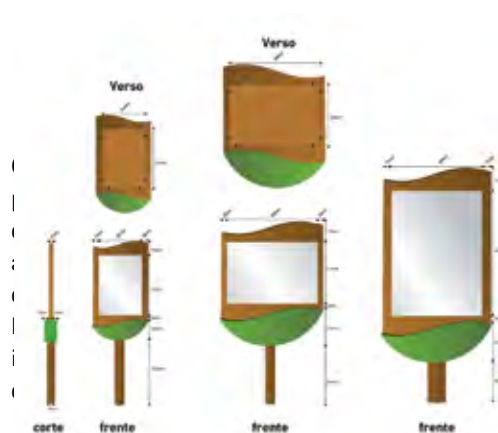


Figura 5.1.13 Desenho técnico das placas informativas criadas para o Paúl da Goucha.



Figura 5.1.14 Esquema geral do plano interpretativo implementado no terreno.

Visitas de educação ambiental

Para que as actividades a desenvolver no Paúl não se esgotassem numa única visita, foi criado um conjunto de actividades a oferecer aos visitantes ao longo do ano. Houve o cuidado de integrar nas visitas os conteúdos programáticos que fazem parte do Currículo Nacional de várias disciplinas.

Neste contexto foram criadas as seguintes actividades pedagógicas:

- Gincana da água
- Vamos conhecer as aves do Paúl da Goucha
- Teatro pedagógico "O guarda-rios"
- Vamos descobrir os lagos do Paúl
- Tenho uma casinha assim, assim...
- Trilhos de Interpretação (com e sem visita guiada)
- O predador e a presa
- Vamos proteger as árvores
- Canta com o Ripi

Para cada uma destas actividades foram criadas actividades de seguimento, ou seja, actividades que

são realizadas pelos visitantes fora do espaço e que pretendem motivar o público a voltar a descobrir mais sobre o espaço natural que visitaram. Nas Figuras 5.1.15, 5.1.16 e 5.1.17 podemos ver alguns dos materiais pedagógicos criados, quer para as actividades no local, quer para as actividades de seguimento.

Para captar público para as actividades a desenvolver no Paúl, foi criado um stand de divulgação com algumas mensagens do Projecto Ripidurable (Figura 5.1.19), procurando incutir na população o desejo de visitar o local. Espera-se que este projecto inicie o processo de captação de público para visitas ao local e que deste modo se possa sensibilizar a população para a importância de respeitar o funcionamento dos rios, permitindo que haja um equilíbrio sustentado da Natureza e seja acautelado o bem-estar do Homem. Pretende-se alertar especificamente para a importância e para o papel que a vegetação ribeirinha pode ter na melhoria da qualidade da água, na prevenção contra cheias e como filtro de poluentes.



Figura 5.1.15 (1) Maleta pedagógica desenhada para as actividades: "Vamos conhecer as aves do Paúl da Goucha"; "Vamos descobrir os lagos do Paúl"; "Vamos proteger as árvores", entre outras. (2) Pasta de colocação de trabalhos realizados durante a visita. (3) Monofolhas criadas especificamente para a actividade "Vamos descobrir os lagos do Paúl".



Figura 5.1.16 Jogo Pedagógico de seguimento para crianças com mais de 7 anos.

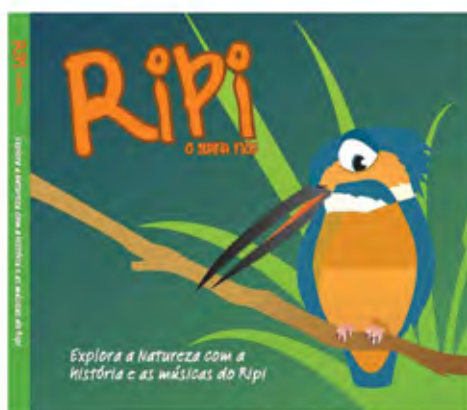


Figura 5.1.17 CD de seguimento da actividade, com inclusão de várias faixas de músicas do teatro e não só para cantar e explorar os sons da Natureza.



Figura 5.1.18 Teatro pedagógico "O Guarda-Rios".



Figura 5.1.19 Stand triptico para utilizar em feiras de educação, agricultura e gestão de espaços naturais.

Resultados

Recuperação de habitats

Apenas foi possível obter um declive submerso de 14% (0,7 m de profundidade em cerca de 5 m de extensão) e não de 7% abaixo do plano da água (1 m de profundidade em cerca de 15 m de extensão), tal como havia sido planeado e de acordo com Andrews e Kinsman (1990). Este objectivo foi estrangido pela maquinaria usada, já que as fortes pendentes verticais abaixo do plano de água (5 metros de profundidade na vertical), não asseguravam a segurança necessária ao operador da máquina, como se pode verificar na Figura 5.1.20.

A suavização das pendentes terrestres revelou-se mais simples de executar, tendo sido, sempre que possível, respeitado o plano aprovado. Foram também mobilizadas outras zonas dentro da área de intervenção, de forma a controlar a drenagem superficial das águas da chuva e consequente erosão.

Ao longo da realização dos trabalhos foram sendo introduzidos algumas melhorias, de modo a que se pudesse potenciar a recuperação de habitats. Dentro das alterações a que o projecto foi sujeito destacam-se:

- 1) A criação de um lago artificial para: (a) actividades de educação ambiental relativas à identificação de macroinvertebrados e (b) que providencie habitat para anfíbios, libélulas e libelinhas e outros invertebrados;
- 2) O reperfilamento da ilha no interior do lago, que apesar de estar presente no plano de conceito, não foi operacionalizado no plano de execução;

3) O reperfilamento da margem Sueste do lago, através da utilização de técnicas de engenharia natural;

4) O não reperfilamento completo do lago junto ao talude Este (por se ter verificado o uso deste local por cágados como área de exposição aos raios solares).

O lago artificial para actividades de educação ambiental foi introduzido de modo a aproveitar a água de nascente que surgiu quando se iniciaram os trabalhos de movimentação de terras. Apesar de haver a indicação prévia de que o nível freático na zona em questão seria elevado, constatou-se que através duma pequena escavação facilmente se criaria um lago artificial (Figura 5.1.21).

A ilha que se encontrava no interior do lago apresentava uma forte elevação que necessitava de ser corrigida, já que a mesma não permitia o desenvolvimento no interior desta da vegetação típica do local. Esta correcção não foi incluída no plano de execução por estrangimentos orçamentais. No entanto, quando se iniciaram os trabalhos, verificou-se que se poderiam usar as terras da escavação como pontão, de modo a que a maquinaria pudesse atingir a ilha e efectuar a correcção da elevação no interior da mesma. Esta operação revelou-se muito positiva em termos de melhoria de habitat para as aves, uma vez que permitiu criar um local onde estas se podem refugiar (Figura 5.1.22).

Um dos aspectos menos positivos da implementação de um trabalho deste tipo é a dificuldade que existe



Figura 5.1.20 Aspecto final do desenvolvimento dos trabalhos (1 e 2) e problemas de submersão de maquinaria devido às elevadas pendentes verticais submersas (3) (Fotografia: Ana Mendes).

em realizar as operações na época que causa menor perturbação às aves (Agosto-Setembro). Neste caso, por terem ocorrido atrasos na adjudicação e contratação das operações, estas acabaram por ocorrer na época mais sensível de nidificação (Abril-Maio). No entanto, e uma vez que a área estava há vários anos coberta com entulhos e sujeita a pressões resultantes do movimento constante de carros e camiões, considerou-se que o impacto neste primeiro ano seria desprezável. No entanto, deve-se salientar que, sempre que possível, se deverão escolher as épocas que causem menor impacto na reprodução de aves e de outros animais.

O reperfilamento da margem Sueste do lago surgiu como hipótese após a realização do curso de Engenharia Natural realizado pelo parceiro Valenciano CIEF em Tuejar. A ideia foi discutida com os formadores do mesmo, após visualização do estado de andamento das obras de requalificação no Paúl da Goucha.

Esta acção trouxe como mais valia a criação de um plano de água mais aberto e um novo reperfilamento através da utilização de duas técnicas. Assim, aproveitando a disponibilidade de terras, estas foram utilizadas para diminuição da profundidade do lago



Figura 5.1.21 Sequência de formação de lago artificial com criação de habitat para anfíbios, insectos e macroinvertebrados (Fotografia: Ana Mendes).



Figura 5.1.22 Sequência de intervenção na ilha localizada no interior do lago: aspecto inicial (1); início dos trabalhos (2); finalização (3) e após 6 meses (4) (Fotografia: Ana Mendes).



Figura 5.1.23 Aspecto inicial da margem Este após intervenção (1) e após 6 meses (2) (a linha vermelha marca a localização inicial da margem) (Fotografia: Ana Mendes).

junto à margem. Por outro lado optou-se por escavar em profundidade junto à margem, reduzindo o declive submerso (Figura 5.1.23).

Foi também sugerida a introdução de técnicas de Engenharia Natural no Paúl da Goucha para melhoramento de habitats e da paisagem. Neste contexto, realizou-se um curso prático de Engenharia Natural, que teve a particularidade de aliar a necessidade de introdução de algumas técnicas de Engenharia Natural no terreno, com a divulgação das mesmas junto de técnicos da área ambiental.

Neste curso foram aplicadas as seguintes técnicas (Figuras 5.1.24 e 5.1.25):

- "Cribwall" ou "Krainer";
- Entrançados;
- Faxinas;
- Esteira;
- Bio-rolos.

Pode-se concluir que a suavização das pendentes favoreceu a rápida proliferação da invasora exótica Erva-pinheirinha. O controlo desta espécie obrigará à



Figura 5.1.24 Aspecto da construção do muro "cribwall" para contenção de erosão (1) e aspecto geral (2) e de pormenor após abrolhamento (3) (Fotografia 1: Regina Carriço; Fotografias 2 e 3: André Fabião).



Figura 5.1.25 Aspecto de entrançados (1); faxinas (2); esteira (3) e bio-rolo (4) (Fotografias 1 e 2: Regina Carriço; Fotografias 3 e 4: André Fabião).

limpeza mecânica, de modo a criar as condições para que a vegetação autóctone possa colonizar todo o espaço.

Verificou-se também que, um ano após o reperfilamento das margens, a vegetação natural colonizou o espaço naturalmente. Após dois anos é bem visível a diversidade de plantas que agora colonizam a área, sendo de salientar o desencadear da sucessão ecológica da vegetação (Figura 5.1.26). Paralelamente, observou-se uma rápida colonização por parte de garças-reais (*Ardea cinerea*), patos-reais

(*Anas platyrhynchos*), galinhas de água (*Gallinula chloropus*) e, na margem Este, de borrelho-pequenos-de-coleira (*Charadrius dubius*). As primeiras espécies são bastante comuns e mais tolerantes à presença humana pelo que não é de estranhar a colonização por parte das mesmas, já que as condições ecológicas do local propiciaram o desenvolvimento de locais de alimentação (usados inclusivamente pelas crias destas espécies). Os borrelhos-pequenos-de-coleira são espécies pioneiras que tenderão a desaparecer da área à medida que a vegetação aquática se for desenvolvendo.



Figura 5.1.26 Proliferação da vegetação no início (1), após 6 meses (2), após 1 ano (3), após 2 anos (4) (Fotografia: Ana Mendes).

Potenciação da colonização do espaço com plantação de espécies autóctones

Tendo sido instalados cerca de 575 exemplares de árvores (Quadro 5.1.4), a avaliação do sucesso após o primeiro Verão revelou que as taxas de sobrevivência globais rondam os 68%. No entanto, visto que a taxa de mortalidade confirmada é de apenas 14%, as taxas de sobrevivência reais poderão ser superiores. Um

aspecto que não foi tido em consideração no início do projecto foi o roubo de exemplares instalados, tendo esta situação comprometido cerca de 7% das plantas. É interessante notar que as espécies preferidas foram o Choupo (*Populus nigra*) e o Medronheiro (*Arbutus unedo*).

Tabela 5.1.4 Percentagens de sobrevivência das plantações realizadas no Paúl da Goucha (por espécie).

Percentagens por espécie					
	Nº Instaladas	Vivas	Mortas	Roubadas	Não 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 em %	■ 100,00	■ 67,83	■ 13,74	■ 6,61	■ 11,83



Figura 5.1.27 *Salix alba* morto (1); *Arbutus unedo* em bom estado vegetativo (2); planta roubada (3) (Fotografia: Ana Mendes).

As áreas onde se registaram maiores roubos de plantas foram aquelas onde estas se encontravam mais visíveis e/ou acessíveis, tendo este diagnóstico sido facilitado pela permanência das estacas utilizadas aquando da plantação. Relativamente aos espécimes não encontrados, convém referir que a modelação do terreno propiciou o rápido desenvolvimento de vegetação pioneira ribeirinha, o que dificultou os trabalhos de inventariação do sucesso de sobrevivência (Figura 5.1.28). Nesta categoria podem estar incluídos exemplares mortos, roubados, escondidos pela vegetação, enterrados nas mobilizações de terra, entre outros.

Como já foi referido, as mobilizações do terreno potenciaram a recolonização natural da área, sendo de destacar o facto de se terem inventariado 64 exemplares de árvores (*Populus* spp. e *Salix* spp.) que regeneraram naturalmente, o que é um óptimo indicador do alcance dos objectivos pretendidos.

Relativamente a espécies invasoras, é de referir que apesar de as canas terem sido removidas há 2 anos, estas voltaram a surgir, pelo que novos trabalhos serão necessários para controlar esta espécie.



Figura 5.1.28 Aspecto da dificuldade de inventariação de plantas sobreviventes em alguns locais (1); vigor de algumas árvores instaladas (2); ressurgimento da infestante *Arundo donax* (3) (Fotografia: Ana Mendes).

Implementação e desenvolvimento do complexo de interpretação do Paúl da Goucha

Ao longo do projecto foram realizadas várias visitas de educação ambiental sempre com escolas do município (Figura 5.1.29). No total, foram realizadas 6 visitas que abrangeram cerca de 159 alunos. Estas serviram fundamentalmente para ir aferindo os métodos de interacção com o público, bem como o estabelecimento de objectivos para o final de cada visita.

Um dos aspectos mais importantes a ter em conta é o de que deve existir pelo menos um educador por cada 25 crianças, sendo que o número de auxiliares deve ser de 1 por cada 5 crianças, para que a qualidade das visitas seja assegurada, isto é, de modo a que as crianças consigam atingir os objectivos pretendidos. Preferencialmente devem realizar-se reuniões prévias com os professores que acompanham as crianças de forma a integrá-los nas actividades que irão ter lugar.



Figura 5.1.29 Exemplos de algumas das actividades de educação ambiental desenvolvidas: Gincana da água (1); "Vamos conhecer as aves do Paúl" (2); "Vamos conhecer os charcos do Paúl" (3); "Os cágados-de-água-doce" (4) (Fotografias 1 a 4: Ana Mendes; Fotografias 5 e 6: Regina Carriço).

Considerações finais

O Projecto Ripidurable pretendia desenvolver em Alpiarça um projecto-piloto de recuperação de uma parte do Paúl da Goucha, cujos impactos negativos resultantes da extracção de inertes favoreciam um aumento da poluição ao nível local.

Alguns constrangimentos de ordem financeira e atrasos devido à dificuldade e pioneirismo na implementação de algumas fases do projecto comprometeram o cronograma estabelecido. No entanto, importa ressaltar que um projecto deste tipo exige constantes adaptações às condições que vão surgindo no terreno.

Actualmente, e apesar de ainda não se ter instalado uma parte das plantas e dos percursos interpretativos, é necessário considerar que o espaço deverá servir de veículo de informação ambiental para a população de modo a que se alterem comportamentos e se compreenda a importância do papel do rio e da vegetação no ciclo natural da água.

É intenção da autarquia proceder à classificação do Paúl da Goucha como "Paisagem Protegida de âmbito Regional", devido aos seus valores naturais e continuar o processo de requalificação ambiental que foi iniciado com este projecto e que levará seguramente alguns anos a atingir.

Agradecimentos

António Albuquerque, João Oliveira, Jorge Gonçalves, Paulo Barreiros e Sérgio Marques
José Maria Santos, Patrícia Rodriguez-Gonzalez,

Bibliografia

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. Relatório Técnico Produzido para a Sociedade Agrícola da Goucha e Atela, S.A.

Introdução

O principal factor do aumento do interesse na conservação e recuperação das áreas ripícolas é a crescente consciencialização da importância deste tipo de sistemas naturais como zonas de elevada biodiversidade biológica, bem como do seu importante papel como fornecedoras de múltiplos serviços ambientais. No entanto, apesar de estarmos mais consciente dos limites inerentes à sustentabilidade dos recursos naturais, a humanidade continua a desenvolver acções que afectam o ambiente de forma negativa, repercutindo-se frequentemente esses efeitos no próprio Homem. Alguns dos impactos que alteram a estrutura física dos ecossistemas fluviais são a extracção excessiva e desvio de água, a substituição da galeria ribeirinha por culturas agrícolas e pastagens, bem como a contaminação da água por nutrientes provenientes da agricultura e do pastoreio. Estes impactos também facilitam a proliferação de espécies invasoras, em detrimento da vegetação autóctone. Todas estas situações resultam numa diminuição dos valores naturais dos cursos de água.

Com base nestes pressupostos, a Câmara Municipal de Montemor-o-Novo (CMMN), no âmbito da parceria estabelecido no Projecto RIPIDURABLE

(INTERREG IIIC), tem vindo a empreender, desde 2005, um conjunto de esforços no sentido de recuperar e valorizar dois troços de linha de água; o primeiro localizado na Ribeira do Gandum e o segundo num curso de água principal, o Rio Almansor.

Possuindo uma complexidade e dinamismos muito próprios e, à altura da intervenção, apresentando-se muito aquém daquilo que seria expectável para cursos de água desta natureza, as linhas de água encontravam-se muito degradadas, não-estruturadas e com problemas de escoamento.

Ciente de que as linhas de água se encontravam bastante alteradas, com as suas funções (biofísica, paisagística, socio-económica e hidráulica) comprometidas, o que originava a perda e degradação de habitats e outros valores naturais, a CMMN propôs-se, ainda que com carácter demonstrativo, recuperar-las e valorizá-las através de um projecto de restauro ecológico. Este teve como principal objectivo a recuperação da funcionalidade do curso de água e potenciar o aumento da biodiversidade, através da valorização da galeria ripícola, com vista à criação de condições de sustentabilidade que satisfaçam as exigências sociais e ecológicas e as agreguem.

Objectivo da Intervenção

Pretendendo devolver à Ribeira do Gandum e ao Rio Almansor, algum do conforto pelo qual foram outrora conhecidos, a intervenção da CMMN teve como grande objectivo, aproximar, na medida do possível, as linhas de água do seu equilíbrio natural.

A limpeza das margens e a desobstrução do leito, seguida da plantação de espécies ripícolas características dos habitats existentes, foram algumas das acções levadas a cabo para concretização da difícil tarefa, a que a CMMN se tinha proposto, enquanto parceira do Projecto RIPIDURABLE. Atendendo à natureza dos trabalhos, foram objectivos da CMMN:

- Estimular a requalificação e utilização sustentável de uma galeria ripícola degradada, contribuindo para a diversificação dos seus usos e para a preservação do ambiente.

- Conhecer melhor as características naturais das galerias ripícolas locais, incluindo a sua utilização como corredores ecológicos e de interacção com outros elementos da fauna e flora locais.
- Identificar soluções técnicas e métodos para a recuperação e valorização das galerias ripícolas locais, com vista à disseminação junto de outros possíveis interessados.
- Devolver usos ancestrais às galerias ripícolas locais e promover novos usos sustentáveis, incluindo a dinamização de actividades na área do turismo e educação ambiental, de forma sustentável, que possibilitem o desenvolvimento rural.
- Sensibilizar os proprietários para a obrigatoriedade de manterem e conservarem estes espaços.
- Apoiar e incentivar acções futuras semelhantes.

Caracterização geral do troço a intervir

Situada a sudoeste da cidade de Montemor-o-Novo, integrando o Sítio de Monfurado, a Ribeira do Gandum apresenta uma extensão de cerca de 5 km, estendendo-se a sua bacia hidrográfica por uma área de aproximadamente 536 hectares. Importante afluente do Rio Almansor, a Ribeira nasce em zona de montado, percorrendo uma área com uma altitude mínima de 190 metros e máxima de 362 metros. De acordo com o estudo hidrológico realizado para a ribeira, a precipitação e o escoamento anual são, respectivamente, 700 mm e 220 mm, sendo o caudal diário de 0,037 m³/s (Flebbe, 2002).

O troço intervencionado, com início na confluência da linha de água com o Rio Almansor e término junto do caminho rural que margina os prédios rústicos "Reguengo" e "Courela de João Pais", apresenta uma extensão de aproximadamente 2800 metros. Atravessa 17 propriedades, pertencentes a 14 proprietários, o que tornou difícil a gestão de todo o processo. Em trabalhos anteriores, desenvolvidos pela extinta Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território, a linha de água foi classificada, como bastante degradada, tendo em conta o grau de proximidade ao natural da estrutura e funções das diferentes características individuais.

Não obstante o acentuado grau de degradação a que então se assistia na linha de água, maioritariamente

consequência das inúmeras descargas de efluentes suínícolas para o curso de água, foi ainda possível encontrar, em zonas em que a água permanece durante todo o ano, a existência de pequenos pegos com elevado valor ecológico.

Constatou-se também que a vegetação ripícola envolvente possuía um elenco florístico empobrecido, traduzido pela ausência de um estrato arbustivo contínuo e pela pobreza da comunidade herbácea. No entanto, é ainda possível observar alguns exemplares de amieiros e freixos adultos, espécies constituintes dos dois tipos de habitats que tem tendência a ocorrer, geralmente em alternância, ao longo deste tipo de cursos de água [habitat prioritário 91E0*, Florestas aluviais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior*, e habitat 91B0, Freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia* (ICN, 2006a e 2006b)]. A presença destes exemplares forneceu indicações importantes para o planeamento do processo de restauro (para uma descrição mais detalhada dos tipos de vegetação consultar os capítulos 2.1.2 e 2.1.3).

Durante o trabalho de campo realizado no Verão de 2005, confirmou-se a existência de densas barreiras constituídas por canas e silvas. A proliferação destas espécies encontra-se geralmente associada à degradação do habitat, bem como a condições nitrófilas. As mesmas ocorriam em grandes extensões



Figura 5.2.1 Bacia hidrográfica da Ribeira do Gandum.

ao longo de toda a ribeira, sendo que o canavial, presente em manchas mais localizadas mas de maior

extensão, representou, em termos de intervenção, um total de 1700 metros.



Figura 5.2.2 Excessiva presença de infestantes na Ribeira do Gandum (Fotografia: Filipa Pais).

Caracterização geral da intervenção

Dividida em três fases, a intervenção teve início em 2004, com o início do Projecto. A primeira fase teve como objectivo o reconhecimento in situ do estado de degradação da Ribeira e a produção de cartografia de apoio à intervenção. Esta fase decorreu durante todo o Verão de 2004, altura em que foi realizado trabalho de campo, ao longo de toda a linha de água. Simultaneamente, e tendo presente que para intervir na Ribeira do Gandum seria necessário obter autorização dos proprietários dos terrenos confinantes com a Ribeira, foram estabelecidos uma série de contactos com os proprietários e/ou arrendatários. Na maioria das situações, a obtenção das respectivas autorizações revelou-se um processo bastante difícil e demorado, na medida em que a intervenção que a CMMN se propunha realizar era, na maioria das vezes, entendida com grande desconfiança e relutância. Efectuou-se um contacto porta a porta com os proprietários e realizaram-se sessões públicas de esclarecimento. No entanto, apenas foi possível obter autorização para intervir, por parte de 11 dos 14 proprietários, alegando os três proprietários dos quais não se obteve autorização, que o fariam por conta próprias. Pretendendo cumprir os objectivos a que se tinha proposto, a CMMN decidiu então reabilitar um troço com cerca de 800 metros do Rio Almansor, localizando-se este entre o ponto de confluência da Ribeira com o Rio, e o Moinho do Ananil. Para intervir neste troço, a CMMN não precisou de obter autorizações, visto encontrar-se em área de perímetro urbano.

Elaborada toda a cartografia e obtidas as respectivas autorizações, a CMMN apresentou, junto da entidade competente, a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo, o pedido de licenciamento, obrigatório ao abrigo do Decreto-Lei 46/94 de 22 de Fevereiro.

A segunda fase, diz respeito ao início dos trabalhos propriamente ditos. Concluídos todos os procedimentos legais associados ao lançamento do concurso para realização da intervenção, foi possível iniciá-la, durante o primeiro semestre de 2006. Esta intervenção contou com três etapas, nomeadamente, a limpeza, a plantação dos troços em questão e a instalação de mobiliário urbano.

A limpeza, quer da Ribeira do Gandum, quer do Rio Almansor, foi efectuada exclusivamente de forma manual com recurso a ferramentas adequadas, como gadanhais, moto-serras, roçadoras ou outros equivalentes. Os trabalhos empreendidos compreenderam as seguintes tipologias:

- Corte e remoção do material vegetal: efectuados até um máximo de 10 metros para cada margem das linhas de água, estes trabalhos implicaram o corte baixo da vegetação (herbácea e arbustiva), de forma a assegurar que o sistema radicular se mantinha intacto, garantindo-se assim a estabilidade dos taludes, na grande maioria apodrecidos devido às constantes descargas

suinícolas. No caso da vegetação arbórea, e sempre que se verificou ser necessário, procedeu-se à remoção de ramos secos, mal inseridos ou que de alguma forma se encontrassem a prejudicar o normal escoamento das águas.

- Desobstrução do leito: estes trabalhos, implicaram a remoção do material vegetal (vivo ou morto) que se encontrasse a impedir/prejudicar o escoamento das águas. Para além dos verdes retirados, foram ainda retirados vários inertes e objectos, tais como entulhos, pneus, monstros domésticos, motorizadas, etc.
- Aplicação de herbicida: como forma de controlar o crescimento de *Arundo donax* e condicionar, em certos locais, o crescimento de *Rubus ulmifolius*, a CMMN aplicou herbicida nos locais para tal identificados.

Esta opção foi cuidadosamente ponderada, sendo baseada nos estudos realizados por Leal *et al.* (in Morgado, 2001), que demonstraram que o controle químico destas infestantes produz resultados mais satisfatórios que o simples controle mecânico. As visitas realizadas no âmbito da parceria estabelecida no Projecto por especialistas nesta área, confirmaram o controle químico como a opção mais viável a adotar.

Após a conclusão das operações de limpeza, seguiram-se os trabalhos de plantação. Estes trabalhos, que correspondem aos trabalhos desenvolvidos na segunda etapa da segunda fase, foram executados internamente pela CMMN. Numa primeira fase, marcaram-se os locais a plantar, identificando-se as estacas com um código de cores previamente estabelecido. Posteriormente à marcação, a equipa de jardineiros da CMMN procedeu à plantação das espécies identificadas, tendo tido o cuidado de as proteger, essencialmente do gado existente na grande maioria das propriedades adjacentes. A protecção, foi efectuada recorrendo a três métodos: instalação de vedação, instalação de protectores individuais e instalação de protectores em rede malha-sol e rede de ensombramento. Este trabalho foi concretizado no âmbito de um outro Projecto em curso na autarquia, o Projecto GAPS – Gestão Activa e Participada do Sítio de Monfurado, co-financiado pela Comissão Europeia no âmbito do programa LIFE-Natureza.

As plantas instaladas na Ribeira de Gandum e no Rio Almansor foram provenientes do viveiro da CMMN, sendo produzidas a partir de material seminal e vegetativo originário de povoamentos da região. As espécies introduzidas foram *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Populus alba* e *Salix salvifolia*.

Os resíduos verdes resultantes, depositados temporariamente nos terrenos adjacentes, foram triturados no local



Figura 5.2.3 Exemplos dos trabalhos empreendidos na requalificação dois troços (Ribeira do Gandum e Rio Almansor) (Fotografia: Filipa Pais).



Figura 5.2.4 Trabalhos desenvolvidos durante a plantação (Fotografia: Filipa Pais).

e removidos pela CMMN para o Viveiro Municipal, integrando-os no Centro de Compostagem Municipal.

A terceira e última etapa da segunda fase, referente à instalação de mobiliário urbano nas margens dos cursos de água, sofreu algumas adaptações face ao inicialmente programado. Verificou-se não ser possível a prevista instalação de bancos e painéis informativos ao longo do troço da Ribeira do Gandum, devido à não autorização dos proprietários, alegando os mesmos que a existência de gado (principalmente ovino) não seria compatível com a entrada e saída de caminhantes que pretendessem passear no local. Mais uma vez, as atenções viraram-se para o Rio Almansor, perspectivando-se a criação de um caminho pedonal, bem como uma área de merendas. O mobiliário aí instalado, adquirido no âmbito do presente Projecto, foi colocado pelos funcionários da Junta de Freguesia, à qual pertence o Rio Almansor.

A terceira fase, com a qual se finalizaram os trabalhos, foi em tudo semelhante à anterior no que respeita à limpeza e aplicação de herbicida. A grande diferença residiu no facto de anteriormente se ter limpo o troço na sua totalidade. Nesta fase, a intervenção limitou-se à limpeza dos canaviais e silvados, tendo-se novamente aplicado herbicida. Apesar da aplicação do herbicida sortir maior efeito logo após o corte das canas e/ou silvas, nesta fase tal não foi tido em consideração, uma vez que nas áreas confinantes ao locais onde se pretendia aplicar o herbicida existiam, na altura da intervenção, pequenos borregos em idade de amamentação. Embora o herbicida utilizado ser do tipo sistémico, não residual, a CMMN preferiu esperar pela altura em que os mesmos deixassem de ser amamentados, anulando assim um eventual risco de infecção que, logo à partida, seria mínimo.



Figura 5.2.5 Mobiliário urbano colocado ao longo do rio Almansor (Fotografia: Filipa Pais).

Outros trabalhos de divulgação

Conjuntamente com os trabalhos desenvolvidos na Ribeira do Gandum e Rio Almansor foi, desde o início do projecto, preocupação da autarquia informar e sensibilizar, não só os proprietários directamente envolvidos, como também a população em geral, para os deveres e obrigações dos mesmos, no que respeita à gestão das linhas de água desta natureza. Para isso, a autarquia promoveu passeios e dinamizou sessões de esclarecimento. Paralelamente, e aproveitando o facto do tema da exposição central da edição de 2006

da Feira da Luz, importante evento na divulgação e promoção da actividade económica, cultural e recreativa, estar relacionado com o ambiente e com as actividades desenvolvidas pela Divisão de Ambiente e Serviços Urbanos, na prática, a responsável pela gestão diária do Projecto, foi possível, aos cerca de 45000 visitantes que acorrem ao evento, pedalar virtualmente pela Ribeira do Gandum, observando o que esta tem de melhor e mais bonito, não só a nível da flora, mas também a nível da fauna.



Figura 5.2.6 Passeios pedestres e virtuais dão a conhecer trabalhos desenvolvidos no âmbito do Projecto RIPIDURABLE (Fotografia: Filipa Pais).

Considerações Finais

Apesar de inicialmente se ter previsto intervir na totalidade da Ribeira do Gandum (aproximadamente 5 km), face ao orçamentado aprovado no âmbito do Projecto, e sendo intenção da autarquia desenvolver um trabalho com qualidade e de carácter demonstrativo, rapidamente se percebeu que a extensão a intervir teria que ser reduzida. Face a estes constrangimentos, optou-se por requalificar o troço mais a jusante, numa extensão de 2800 metros, localizando-se este mais perto da cidade de Montemor-o-Novo e desaguando no curso de água da cidade, o Rio Almansor.

Desenvolvido trabalho de campo, e efectuados os contactos com os proprietários, que se vieram a demonstrar difíceis e morosos, conduzindo por vezes ao comprometimento do cronograma estabelecido, a CMMN levou a cabo a intervenção propriamente dita, desta feita, não apenas na Ribeira do Gandum, mas também num troço do Rio Almansor, em virtude da não autorização da intervenção na Ribeira de Gandum por parte de alguns proprietários. No entanto, e este é um aspecto que se considera extremamente positivo, alguns dos proprietários

que, no início, manifestaram alguma resistência ao trabalho, incluído um dos proprietários que não autorizou a intervenção, já procuraram saber junto da autarquia acerca da possibilidade de integrarem futuras intervenções semelhantes.

Actualmente, e apesar do mobiliário já se encontrar instalado ao longo das margens do Rio Almansor (não foi instalado na Ribeira do Gandum pelos motivos citados anteriormente), é ainda necessário reforçar um espaço direccionado para a população, o caminho pedonal.

Num futuro próximo, é intenção da autarquia continuar com os trabalhos desenvolvidos. A recuperação e valorização do Rio Almansor, perspectiva-se assim a curto prazo, não só por este se encontrar em perímetro urbano, o que facilita todo o processo associado a uma intervenção do género (o facto de estar em perímetro urbano, faz com que a Câmara tenha competências legais para o fazer, sem necessitar de outras autorizações), mas também pelo facto de ser intenção da CMMN devolver a dignidade e o respeito que um curso de água desta natureza outrora teve.

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 (Online URL: <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 (Online URL: <http://www.icn.pt/psrn2000/>)

- Menezes M (2002) A Flora e Vegetação da Serra de Monfurado – A Fitossociologia aplicada à Engenharia Biofísica. Dissertação de doutoramento no ramo de Engenharia Biofísica, apresentada à Universidade de Évora. Évora
- 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
- 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

Introduction

O Amvrakikos é uma área proposta para Parque Nacional, situada na costa Oeste da Grécia, e que apresenta um passado tumultuoso de desafios e problemas relacionados com a conservação da natureza. Este caso de estudo descreve iniciativas de restauro em pequena escala que tiveram lugar na extremidade Oeste da área proposta para Parque Nacional, mais concretamente no troço inferior do Rio Louros, no Município de Preveza. São examinados a história recente, abordagens para planeamento estratégico e problemas actuais, particularmente no que se refere à implementação do restauro do bosque ribeirinho na Floresta Agios Varnavas e em seu redor. Esta floresta é uma importante e antiga mata ribeirinha. O projecto não se centra apenas na zona da Agios Varnavas, estendendo-se igualmente para a zona baixa da margem Oeste do rio, denominada "Planície de Aluvião do Louros Ocidental" (em Grego: *Ditiki Pediada Plimiron Lourou*). As acções de restauro de pequena escala na Floresta de Agios Varnavas e na área envolvente são a fase inicial dum processo de restauro e de demonstração, cujo objectivo é promover uma "expansão verde" à escala da paisagem, de modo a potenciar quer o habitat para a vida selvagem, quer as oportunidades de recreio e de educação para as comunidades locais.

A área de Amvrakikos é uma zona húmida Ramsar (com 236 km²), que está proposta para Parque Nacional (com cerca de 450 km²), sendo também

uma área protegida altamente ameaçada, que sofre fortes pressões de origem antropogénica (expansão da área agrícola, poluição e consumo excessivo de água, aquacultura, alterações de habitat e caça ilegal). Desde 1990 que a área de Amvrakikos está integrada na Lista de Montreux da Convenção de Ramsar. Essa lista contém locais Ramsar onde aconteceram, estão a acontecer, ou existem grandes possibilidades de virem a ocorrer modificações das condições ecológicas, sendo dessa forma zonas que necessitam de esforços de conservação prioritários (Gerakis *et al.*, 1999).

Um problema central na conservação da natureza em Amvrakikos está relacionado com a escassa coordenação existente para lidar com as múltiplas pressões antropogénicas que ocorrem numa área de grande dimensão e composta por um mosaico de zonas húmidas e habitats terrestres. Embora a comissão de gestão do Parque Nacional tenha tomado posse em 2003, verifica-se que desde a sua tomada de funções têm existido poucos esforços por parte do estado Grego para coordenar e promover acções de conservação. Como resultado deste laxismo, determinadas áreas da área protegida, e especialmente certos tipos de habitat (nomeadamente as zonas húmidas dulceaquícolas na franja agrícola ou semi-aquática e os bosques ribeirinhos ancestrais), continuam a sofrer o impacto de fortes pressões (Zogaris *et al.*, 2003).



Figura 5.3.1 Mapa do Golfo de Amvrakikos.

Breve história das galerias ribeirinhas em Amvrakikos

A estrutura e funcionamento da zona húmida de Amvrakikos são dominados pelas bacias hidrográficas dos Rios Louros e Arachthos. Até ao final dos anos 40 do Século XX extensas áreas de bosques ribeirinhos cobriam as margens dos rios e as planícies aluviais húmidas da zona Norte do golfo de Amvrakikos. Uma das razões que possibilitou a manutenção de extensas áreas naturais neste região foi o facto desta zona húmida ter feito parte da antiga fronteira entre a Grécia e o Império Otomano até 1912. De facto, durante décadas o Rio Arachthos foi a fronteira internacional entre estes dois estados. Na sequência da re-colonização dos refugiados da guerra Greco-Turca (1919-1922), também denominada Guerra da Ásia Menor, surgiu a necessidade do incremento e desenvolvimento de áreas agrícolas, levando o Estado Grego a iniciar a conversão das zonas baixas do delta para áreas agrícolas. Apesar da complexidade geográfica e da dinâmica hidrológica, as planícies de zonas húmidas e as florestas recuaram lentamente, especialmente após a Segunda Guerra Mundial. No decorrer dos anos 50 e início dos anos 60 do Século XX foram construídos diques e estações de bombagem e as antigas zonas húmidas foram entregues aos residentes locais (Arapis *et al.* 2002).

No início dos anos 60 do Século passado, as maiores florestas ribeirinhas do Louros foram abatidas para exploração da madeira. Fotografias aéreas de 1945 e de 1960 mostram que até esta altura existiam duas grandes matas a Este da Vila de Louros, cobrindo ambas as margens do Rio Louros. A Floresta Roubas (situada entre a Ponte de Petra e o Castelo Rogi) cobria mais de 200 hectares, sendo, naquela altura, provavelmente uma das maiores áreas contínuas de bosque ribeirinho do País (Kazoglou e Zogaris, 2003). A Floresta Fraxias, que incorporava a actual floresta reliquial de Agios Varnava e as Nascentes de Skala, era mais aberta e fragmentada, mas cobria pelo menos 150 hectares, incluindo galerias ribeirinhas nas margens do Rio Louros. Existiam outras parcelas contíguas de floresta em diferentes locais no Amvrakikos, como por exemplo no pântano Rodia (Rio Louros); ao longo do troço inferior do Rio Arachthos; no Lago Voulkaria e em várias áreas do delta do Rio Arta. Estes bosques foram gradualmente sendo transformados em pequenas parcelas isoladas ou em manchas arbustivas impenetráveis, sendo que a maioria desapareceu por volta de 1970. Uma boa parte da planície do Rio Arta ainda conserva uma extensa rede de alinhamentos arbustivos, árvores

hidrófilas dispersas e algumas pequenas manchas de galerias ribeirinhas (no troço inferior do Rio Arachthos, perto das Vilas de Aneza e de Glykoriza, bem como perto da localização original da Floresta Roubas, perto da Vila de Agios Spridon). Os bosques ancestrais sobreviventes encontram-se fragmentados e apresentam-se degradados devido ao abate não controlado de árvores, sobre-pastoreio localizado e expansão da agricultura, especialmente plantações de citrinos. Por volta de 1980 estimava-se que a floresta ribeirinha restante na zona Norte do Golfo de Amvrakikos ocuparia cerca de 250 hectares (Severin e Lösing, 1981). Na actualidade este número poderá ser inferior, mas nunca foi realizado um inventário específico para o determinar com exactidão.

Após a construção de diques no Rio Louros (no final dos anos 60 do Século XX), a alteração mais evidente nas zonas húmidas do Norte de Amvrakikos foi a salinização do Pântano Rodia (Louros) e de outras zonas húmidas costeiras, nas décadas de 70 e 80 do Século passado. O Pântano Rodia cobria uma área superior a 30 km² e incluía antigos leitos de rio e deltas cobertos de vegetação ribeirinha, lenhosa e não lenhosa, com extensas áreas cobertas por matas de salgueiros. A construção de diques e taludes artificiais no Rio Louros cortou o fornecimento de água doce e a circulação natural deste pântano ribeirinho, causando um imediato aumento da salinidade a partir das lagunas adjacentes, com a consequente destruição dos bosques paludosos. Tal facto deu origem à degradação das comunidades de Caniço-de-água (*Phragmites australis*) e dos habitats lênticos de água doce (Lawrie, 2002). Actualmente ainda existem na área do pântano nomes, ou partes de nomes, de lugares que se referem à antiga vitalidade do local, como por exemplo "salgueiral", "planície" ou referência a grandes extensões de Lirios-de-água (Kazoglou e Zogaris, 2002). Este processo de degradação foi seguido de alterações similares num rio adjacente, o Arachthos. No início dos anos 80 do Século passado, foi construída uma grande barragem hidroelétrica a Norte da Cidade de Arta, bloqueando o Arachthos e alterando o regime de escoamento natural do rio. Tem-se verificado um *die-back* massivo das matas arbustivas de Tamargueira (*Tamarix* spp.) ao longo das zonas húmidas costeiras e esse fenómeno foi atribuído ao aumento da salinização do solo devido às alterações hidrológicas. Estas alterações recentes à escala da paisagem deram origem a alterações ecológicas dramáticas que são

difíceis de esquecer para os habitantes locais mais idosos.

As alterações de origem antropogénica no habitat no Amvrakikos foram responsáveis por importantes declínios na biodiversidade – ainda que as zonas húmidas restantes sejam extensas. Estes efeitos estão mal documentados, mas sabe-se que as populações reprodutoras de várias aves associadas com matas ribeirinhas e zonas húmidas desapareceram totalmente de Amvrakikos durante os últimos 80 anos (Handrinos e Akriotis, 1997; Zogaris, 2001). Entre as espécies que no passado provavelmente se reproduziram na região incluem-se as seguintes: *Aquila heliaca*, *Phalacrocorax pyraeus*, *Ciconia nigra*, *Oxyura leucocephala*, e *Phasianus colchicus* (Powys, 1860; Reiser, 1905). A *Marmaronetta angustirostris* também desapareceu desta região, embora existam poucas evidências de que se reproduzisse na área (Handrinos e Akriotis, 1997). Pelo menos duas espécies de aves de rapina são conhecidas por terem recentemente deixado de se reproduzir

nas planícies do delta: a *Aquila pomarina* deixou de nidificar no delta na década de 1980, embora um par tenha sobrevivido nas frondosas colinas adjacentes ao Monte Zaloggo em 2002 (Zogaris *et al.*, 2003). A *Haliaetus albicilla* também deixou de se reproduzir na área em finais dos anos 80 do Século passado, sendo que este era o último casal na parte ocidental da Grécia (Pergantis, 1989). Evidentemente que a escassa informação sobre aves reprodutoras representa apenas um pequeno incremento da alterações na biodiversidade – importantes declínios em peixes, plantas e tipos de habitats das zonas húmidas foram igualmente atribuídos às drásticas alterações hidrológicas (Lawrie, 2002; Zogaris *et al.*, 2002; Economou *et al.*, 2004; Theocharis *et al.*, 2004). Algumas destas espécies foram certamente afectadas pela degradação dos bosques ribeirinhos, mas a perseguição humana (particularmente às aves de grandes dimensões) agiu provavelmente em sinergia com a perda de habitat para dar origem a um declínio da biodiversidade.



Figura 5.3.2 Mapa da secção noroeste do Amvrakikos e da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros. A área demarcada é a Floresta de Agios Varnavas, onde em 2006-2007 decorreram os trabalhos de restauro.

Planeamento das acções de restauro na área de estudo: Floresta Agios Varnavas e “Planície Inundável Ocidental do Rio Louros”

As iniciativas de restauro aqui descritas dizem respeito à Floresta Agios Varnavas e áreas adjacentes. Estas zonas estão localizadas numa planície inundável, a sensivelmente 10 km da foz do rio, no Golfo de Amvrakikos. Esta zona é especialmente interessante para conservação, pois na sua área estão incluídos bosques ancestrais únicos, zonas

húmidas alimentadas por nascentes subterrâneas e a extensa planície inundável do Rio Louros; a zona é arbitrariamente denominada de “Planície Inundável Ocidental do Rio Louros” devido à sua localização na margem Ocidental do rio, junto à Vila de Louros. No passado esta região foi sujeita a vários projectos de drenagem em larga escala e era vulgarmente

denominada de Lamari, sendo que uma parte da área também é chamada de Fraxias. A Floresta de Agios Varnavas é uma pequena e ancestral mata ribeirinha, que cobre uma área aproximada de 14 hectares perto do centro desta zona. A Floresta de Agios Varnavas e áreas adjacentes são há muito reconhecidas como importantes locais para a biodiversidade nas zonas

húmidas de Amvrakikos (Sziij, 1981). Assim, uma das questões fulcrais é o planeamento estratégico para o melhoramento do local e sua paisagem circundante, tendo como objectivo o benefício dos seus valores de vida selvagem e não apenas a recreação humana ou outros desenvolvimentos de carácter antropocêntrico.

Informação sobre a biodiversidade na Floresta Agios Varnavas e na Planície Inundável Ocidental do Rio Louros

Existe muito pouca informação específica sobre a história natural da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros, como de resto é frequente na Grécia. A ausência de um conhecimento de base sobre a história natural da região tem sido seguramente uma das dificuldades para a conservação da área. De facto, é notável que uma importante população de uma espécie de peixe globalmente ameaçada, bem como zonas húmidas únicas tenham sido descobertos em 2005 na Nascente de Skala, apenas a algumas centenas de metros além dos limites propostos para o Parque Nacional (Kalogianni *et al.*, 2006). Desta

forma, uma grande parte da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros não está contida na área protegida do Parque. Os requisitos ecológicos das espécies raras e protegidas são muito importantes no planeamento da gestão. Na Tabela 5.3.1 podem-se observar as principais evidências documentadas sobre a importância para a diversidade da área em questão, baseada principalmente nas observações pessoais dos autores. No final deste capítulo, no Apêndice I, encontra-se um sumário dos cinco habitats lenhosos ribeirinhos da área e do seu estatuto no Parque Nacional de Amvrakikos.

Tabela 5.3.1 Principais valores para a biodiversidade da Floresta de Agios Varnavas e da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros.

Categoria de Biodiversidade	Número Aproximado de Espécies	Comentários
▪ Mamíferos	▪ 14	▪ Diversas espécies protegidas usam a Floresta, como por exemplo morcegos (Epsilon e Pergantis, 1994). <i>Lutra lutra</i> e <i>Felis sylvestris</i> têm presença permanente (Hatzirvassanis, 2006).
▪ Aves	▪ 100+	▪ Foram registadas 82 espécies na Floresta Agios Varnavas (Epsilon e Pergantis, 1994); 30 espécies protegidas foram registadas recentemente (Hatzirvassanis <i>et al.</i> , 2006); Nestas estão incluídas as seguintes: <i>Accipiter brevipes</i> , <i>Aquila pomarina</i> , <i>Aquila clanga</i> , <i>Dendrocopos</i> spp.
▪ Répteis e Anfíbios	▪ 19	▪ Inclui pelo menos 7 espécies de cobras (Epsilon e Pergantis, 1994). Têm sido registadas diversas espécies protegidas (por exemplo, <i>Elaphe quatuorlineata</i>).
▪ Peixes	▪ 6	▪ Foram observadas 5 espécies na Ribeira de <i>Xeropotamos</i> , incluindo peixes endémicos da Grécia Ocidental (Economou <i>et al.</i> , 2005); nas Nascentes de <i>Skala</i> encontra-se uma população de <i>Valencia letourneuxi</i> com importância internacional (Kalogianni <i>et al.</i> , 2006).
▪ Invertebrados	▪ N/A	▪ Importante para uma grande variedade de aranhas (Sziij, 1981) e Lepidopteros (incluindo <i>Danaus chrysippus</i>). A riqueza de espécies aumenta devido à presença de diferentes micro-habitats, locais húmidos e da Ribeira de <i>Xeropotamos</i> . Em 2007 o escaravelho protegido <i>Morimus funereus</i> foi registado como bastante comum na Floresta de Agios Varnavas.
▪ Flora	▪ 100+	▪ Mencionadas cerca de 45 espécies na Planície Inundável Ocidental do Rio Louros (Severin e Lösing, 1981); Numa pequena parte dessa área, zona de Fraxias, foram registadas 39 espécies (Hatzirvassanis, 2001). Essas listas estão fragmentadas e incompletas.
▪ Tipos de Habitat	▪ c.9	▪ Existem 5 tipos diferentes de habitats lenhosos ribeirinhos na área. Ver o Apêndice I para uma breve descrição.

A Floresta de Agios Varnavas e a Planície Inundável Ocidental do Rio Louros

Como foi anteriormente referido, até ao final dos anos 50 do Século passado o troço inferior do Rio Louros, a Este da Vila de Louros, sustentava uma floresta ribeirinha notável. Esta área em particular era complicada de drenar na totalidade, devido não só à existência de um grande número de nascentes cársticas, como também devido às frequentes inundações do Louros. Fotografias aéreas militares de 1960 mostram uma área aberta de pastagem-floresta no denominado local de Fraxias, desde as Nascentes de Skala até ao Louros e Agios Varnavas. A população local refere que a área era dominada por *Fraxinus angustifolia*, mas que também existiam muitas outras espécies hidrófilas. Devido às condições resultantes da dinâmica entre zona húmida e área ripícola, apenas se conseguiu drenar a área após a construção simultânea de diques no Louros e das modernas estações de bombagem e canais de drenagem no Lamari no início dos anos 70 do Século XX (Theocharis, com. pess.). Desde o final dos anos 50 do Século passado, o abate generalizado de árvores deu origem a que apenas tenham restado pequenas "ilhas" isoladas de floresta, rodeadas pela recentemente transformada paisagem agrícola. A "bolsa" de floresta ancestral mais importante sobreviveu em redor da igreja de Agios Varnavas. A Floresta está situada em terrenos do Estado, pertencentes ao Ministério da Agricultura, mas foi transferida para a Câmara Municipal de Louros em 1955 (Douros, 1986). Esta parcela de floresta tem sido denominada de "Floresta Agios Varnavas" desde o início dos anos 80 do Século passado (Douros, 1986; YPECHODE, 1986).

A Floresta Agios Varnavas tem sido protegida de forma eficaz devido ao seu carácter sagrado, associado à igreja dedicada ao Santo Varnavas. A igreja é um monumento histórico, construído sobre os alicerces duma igreja Bizantina datada de 1148-1149, e está localizada no centro da Floresta (Mamalukos, 2002). Nesta floresta sagrada, junto à igreja, determinadas árvores foram protegidas, sendo impedido o seu abate, mesmo durante os períodos difíceis de guerra (Padre Agathangelos, com. pess.). Apesar desta relação eclesiástica única, a história das modernas tentativas de conservação em Agios Varnavas é bastante recente. Em 1979 uma equipa de investigação ecológica chefiada pela Universidade de Essen "descobriu" os pequenos bosques ribeirinhos ancestrais existentes a Este da Vila de Louros, produzindo um rascunho do primeiro estudo ecológico de base de Amvrakikos (Szijj, 1981).

Nesta altura ainda não havia nenhuma menção do nome Agios Varnavas, mas antes uma referência a diversos pequenos bosques, a maioria deles sujeitos a sobre-pastoreio e exploração de madeira. Após esta descrição inicial os bosques passaram a ser frequentemente referenciados em todos os principais estudos ambientais sobre as zonas húmidas de Amvrakikos (YPECHODE, 1986). Na sequência de um estudo preliminar relacionado com o uso da floresta como área de recreio, em meados dos anos 80 do Século passado foi instalada uma vedação em redor da Floresta de Agios Varnavas (Douros, 1986). Devido a esta iniciativa dos Serviços Florestais de Preveza, o sobre-pastoreio foi finalmente controlado. No entanto, o estatuto de protecção da Floresta estava claramente focado na "recreação e uso público" e não na preservação da sua biodiversidade única. Nos anos subsequentes, agentes de desenvolvimento local e a Câmara Municipal de Louros tomaram medidas para desenvolver esta faceta recreativa da Floresta: foram instalados bancos, quiosques de madeira e um pequeno parque infantil, o acesso por estrada foi melhorado e os caminhos foram limpos. Em meados dos anos 90 do Século XX foram construídos três pequenos edifícios no local e seus arredores; estes incluíam duas casas-de-banho e uma pequena cantina com uma fonte de água decorativa na entrada da Floresta. Na actualidade esses pequenos edifícios estão praticamente em ruínas. Certamente que algumas destas acções tornaram a área mais acessível para os visitantes, no entanto despoitou uma controvérsia sobre se seria mais conveniente proteger e potenciar o "estado natural" da Floresta, ou se, pelo contrário, se devia desenvolvê-la ainda mais no sentido de uma zona verde de recreio.

Infelizmente, as acções de gestão por parte das autoridades locais têm sido inconsistentes com os pedidos para a protecção da Floresta de Agios Varnavas. Um exemplo de uma decisão infeliz foi a remoção generalizada de árvores mortas e em decomposição, bem como da madeira morta e dos arbustos espinhosos do solo florestal. Esta actividade coincidiu com um projecto dos Serviços Florestais para abater e remover da Floresta choupos híbridos e ulmeiros doentes. Esta acção promoveu a ideia de "limpeza do solo da floresta", por razões estéticas e de recreio. Embora esta limpeza nem sempre tenha provocado danos directos, tornou ainda mais premente a necessidade de uma gestão sensível às questões relacionadas com a biodiversidade. Qual é o

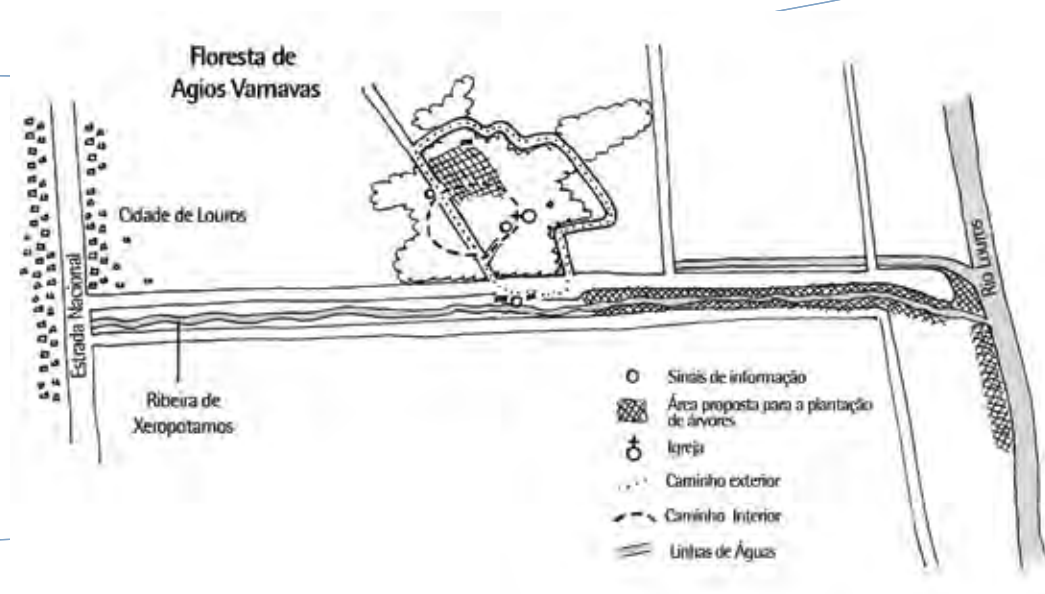


Figura 5.3.3 Localização da Floresta Agios Varnavas e áreas adjacentes. São visíveis as áreas onde foram plantadas novas árvores, bem como outras áreas onde decorreram acções de restauro/demonstração.

estado futuro que se deseja para a Floresta de Agios Varnavas e como é que ele deve ser decidido? Para além disso, é importante definir com exactidão qual é a área que necessita de ser gerida ou restaurada; será que a Floresta de Agios Varnavas (14 ha) é suficientemente grande para simultaneamente ser um refúgio para a biodiversidade e acomodar uma multiplicidade de actividades recreativas? Tornou-se óbvio que para lidar com um problema de gestão deste género será necessário promover a consciência da população para a importância dos valores de biodiversidade.

Na viragem do Século passado, os cientistas começaram-se a debruçar sobre a paisagem envolvente de Agios Varnavas como uma zona com potencial para restauro. A importância das planícies de aluvião do Rio Louros foi reconhecida no contexto de uma proposta de projecto Life-Natura (ETANAM S.A., 1999). Em 2002, no âmbito do projecto Life-Natura, tiveram lugar plantações localizadas (em pequena escala) de árvores ao longo da margem Ocidental do Louros e nos diques e taludes perto de Agios Varnavas. Apesar das objecções de pastores e dos proprietários dos terrenos adjacentes, o Município de Louros apoiou oficialmente essas medidas de restauro – as primeiras que alguma vez tiveram lugar em Amvrakikos (Hatzirvassanis, 2001). Embora tenham sido plantadas várias centenas de árvores (maioritariamente Freixo e Choupo-branco), houve

várias situações em que as vedações foram danificadas por pastores. Dezenas de árvores foram destruídas pelas cabras e uma cheia em 2005 derrubou algumas das cercas que ladeavam o rio. Naturalmente que uma plantação de árvores jovens necessita de muitos anos de acompanhamento e manutenção para ser verdadeiramente bem sucedida. Ainda assim, dezenas de exemplares plantados já ultrapassaram uma altura de três metros e encontram-se actualmente em boas condições vegetativas. Adicionalmente, esta primeira acção de “restauro” foi uma experiência importante, que aumentou o interesse da comunidade na protecção e restauro da área envolvente. O passo mais significativo nesta direcção foi possivelmente o encerramento da lixeira não oficial da Vila de Louros, que estava localizada a algumas centenas de metros da Floresta de Agios Varnavas e adjacente às plantações que foram executadas junto ao rio.

Um aspecto importante na descrição da história das acções de conservação desta área refere-se à mudança gradual de atitude e percepção, no que diz respeito à protecção e restauro do habitat ripícola. Após 2005, aumentaram os esforços com vista à protecção da paisagem da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros como um todo e não apenas a área de Agios Varnavas. O projecto de restauro/demonstração RIPIDURABLE surgiu numa altura historicamente oportuna para desenvolver actividades nesta área.

Planeamento do restauro: estratégia do planeamento da conservação

É importante idealizar uma estratégia cuidada para se obterem acções de conservação eficazes. O planeamento estratégico é um processo disciplinado, com vista a produzir decisões fundamentais para acções que digam respeito a um projecto em particular. Este tipo de planeamento resulta da análise dos pontos fortes e fracos de diversas opções, podendo assim ajudar a determinar o que uma situação em particular terá para oferecer (as oportunidades e ameaças), para que se possam concretizar os objectivos pretendidos. No planeamento dos trabalhos de restauro utilizou-se uma abordagem recorrendo à análise SWOT, frequentemente utilizada em gestão de empresas

e, mais recentemente, em conservação (Moughtin, 1999). SWOT é o acrónimo de "strengths-weaknesses-opportunities-threats" (em português, pontos fortes – pontos fracos – oportunidades – ameaças). Trata-se de uma ferramenta de planeamento que aborda a questão da elaboração duma estratégia a partir de uma dupla perspectiva: avaliação externa (ameaças e oportunidades para o ambiente) e avaliação interna (pontos fortes e fracos da organização). Este tipo de análise, utilizado sob a forma de matriz (Apêndice II), é uma poderosa, ainda que simples, ferramenta para dissecar as propriedades e potencial das opções de restauro.

Tipo de projecto de restauro

O tipo de projecto aqui referenciado pode ser definido como um "projecto de recuperação/melhoramento dum ecossistema" (Clewell, 2000). As acções de restauro têm normalmente como objectivos primários a potenciação da "naturalidade" das formações de vegetação restantes, providenciar habitat para espécies ameaçadas e iniciar a criação de corredores para a vida selvagem de modo a reconectar áreas arborizadas. Com esta abordagem tentou-se tentar recuperar alguns dos atributos históricos, ou condições pré-existent, duma paisagem em particular. Este tipo de melhoria/restauro pode ser "quanto ao tipo" (em que o "tipo

histórico" de ecossistema é restaurado) e "no local" (em que o restauro tem lugar no mesmo local onde o ecossistema histórico foi danificado) (Clewell, 2000). A situação futura que se deseja para a área é obviamente uma em que sejam conciliadas as actividades de agro-pastorícia, as várias formas de recreio e a conservação da vida selvagem. No futuro, as actividades de restauro poderão ser alargadas e poderão introduzir outros aspectos qualitativos, como por exemplo engenharia hidrológica, de forma a providenciar o re-encharcamento ou a recuperação dos regimes de escoamento da água.

Tipo de ecossistema a ser restaurado pelo projecto

A área a ser restaurada está localizada num sistema de planícies aluviais, com uma mistura de comunidades vegetais bastante dispare entre si. O conhecimento da estrutura específica e da dinâmica da vegetação natural original é muito escasso; a maior parte do conhecimento existente sobre a sua estrutura resulta de entrevistas aos residentes locais e da interpretação detalhada de fotografias aéreas antigas provenientes dos Serviços Geográficos do Exército Grego (anos de 1945 e 1960) (Kazoglou e Zogaris, 2003). Os registos disponíveis comprovam que extensas áreas das zonas ribeirinhas de maior cota, mais secas, eram dominadas por Freixo-de-folhas-estreitas (*Fraxinus*

angustifolia), Ulmeiro (*Ulmus* sp.) e, possivelmente, Carvalho-alvarinho (*Quercus robur*) (especialmente na Floresta de *Agios Varnavas* e em grande parte da área de *Fraxias*). Em áreas semelhantes a pântanos, nas zonas húmidas alimentadas por nascentes subterrâneas, existiam manchas localizadas de Amieiro (*Alnus* sp.) com Salgueiro (*Salix* sp.) e outras pequenas árvores e arbustos, em especial nas Nascentes de Skala. O leque aluvial da Ribeira de Xeropotamos (actualmente a Ribeira canalizada de Xeropotamos) e outros locais sujeitos a processos aluviais torrenciais, eram dominados por povoamentos de Plátano (*Platanus orientalis*) e de Choupo-branco

(*Populus alba*). Extensas áreas abertas de margens ribeirinhas inundáveis do Louros, estavam cobertas por salgueiro-choupo-freixo e formações arbustivas de Tamargueira (*Tamarix* sp.). Nas zonas húmidas ribeirinhas ao longo do Rio Louros existiam pastagens inundáveis e formações emergentes de Caniço-de-Água (*Phragmites australis*) (ver Apêndice I).

Durante muito tempo a exploração de madeira e o pastoreio de gado foram actividades dominantes na região. Como o Rio Louros era navegável até à Vila de Agios Spiridon, a remoção e transporte das árvores era bastante simples. Das espécies anteriormente mencionadas, o Carvalho-alvarinho era alvo de um abate seleccionado com vista à utilização da sua madeira para lenha e construção. Como resultado dessa prática, a espécie tornou-se extremamente rara na região, sendo que no presente

se encontra praticamente erradicada desta área. Na actualidade, a Planície Inundável Ocidental do Rio Louros é parte duma paisagem cultural onde dominam as actividades agrícola e agro-pastoris, acompanhadas por um mosaico de florestas semi-naturais fragmentadas ao longo das franjas das áreas agrícolas e das zonas húmidas ribeirinhas. Felizmente ainda existem extensas zonas pantanosas e áreas arbustivas lenhosas ao longo do leito de cheia do Rio Louros; desta forma, esta cintura de zonas húmidas semi-naturais cria um importante corredor semi-natural. Nesta paisagem cultural já não é praticável recuperar as extensas florestas do passado, visto que as áreas do troço superior desta planície de aluvião, que antigamente eram constituídas por povoamentos florestais maduros, foram as primeiras a serem eficientemente drenadas e entregues a proprietários privados

Objectivos específicos do restauro

Os objectivos específicos a atingir são modestos, mas, se forem cuidadosamente geridos, irão afectar toda a paisagem e sua biodiversidade. Os objectivos são:

- a) Ser um estímulo para a demonstração da importância do restauro das florestas nativas. Este projecto de demonstração/restauro deve ser capaz de sensibilizar a comunidade e dar origem a um envolvimento positivo por parte desta, combinando de forma eficaz os benefícios do uso múltiplo recreacional e da conservação da biodiversidade. O resultado final será um exemplo de longa duração de continuada melhoria de habitat, promovendo desta forma o restauro, à escala da paisagem, de outros bosques ribeirinhos ancestrais.
- b) O objectivo duma expansão eficaz dos corredores florestais ribeirinhos para lá da Floresta de Agios Varnavas é a criação de criar "corredores verdes" interligando os três pólos de biodiversidade mais importantes da região: a zona inundável do Rio Louros, as Nascentes de Skala e a área circundante da Floresta de Agios Varnavas. O apoio à criação de "corredores lenhosos" é um objectivo viável e extremamente importante nesta área (Bennett, 1999).
- c) A protecção da biodiversidade deve ser prioritária nos bosques ancestrais, nos corredores e até na Floresta de Agios Varnavas, que foi fortemente degradada em nome do chamado "desenvolvimento do ecoturismo".
- d) A melhoria e re-introdução de parcelas de floresta nativa deve ser semelhante à floresta nativa pré-existente. Um ecossistema funcional irá dispor de biodiversidade suficiente para se regenerar e amadurecer através de processos naturais, bem como para evoluir em resposta a alterações nas condições ambientais.
- e) Um aspecto importante das acções de restauro é a disponibilização de refúgio e abrigo para a vida selvagem localmente ameaçada ou protegida, como aves de rapina, florestais e aquáticas de grande dimensão; determinados mamíferos (morcegos, gatos selvagens e outros), répteis e anfíbios, invertebrados (florestais e de zonas húmidas) e a flora autóctone (florestal e de zonas húmidas) (Efthimiou *et al.*, 2006). Está provado que áreas com árvores de grande porte são importantes como locais de repouso e/ou nidificação de aves de rapina de grandes dimensões, como por exemplo a *Aquila clanga* em Amvrakikos (Alivizatos *et al.*, 2004), sendo que perturbações resultantes de actividades recreativas podem dar origem a conflitos.
- f) As acções de restauro do coberto lenhoso ripícola nunca poderão danificar ou degradar prados inundáveis e zonas pantanosas, ou pastagens alagáveis na zona inundável da planície de aluvião do Rio Louros.

Duração das operações de restauro

O projecto despoletou eventos que irão auxiliar no estabelecimento de povoamentos florestais dispersos pela região no decurso dos próximos 20 anos. Este período temporal é crítico pois as florestas na área circundante têm estado em declínio, devido aos fogos florestais, à exploração de madeira, construção de estradas, pedreiras e outras actividades humanas. Muito recentemente, também se tem verificado o desaparecimento de importantes áreas de florestas ripícola e de zonas húmidas. Desta forma, é importante considerar o projecto como um investimento inicial que irá suportar a biodiversidade florestal no interior duma área protegida ameaçada. Será necessário que

nas áreas recuperadas os trabalhos de manutenção, consolidação e outras operações suplementares continuem durante pelo menos duas décadas. Se lhes for permitido desenvolverem-se livremente, as florestas ripícolas normalmente atingem uma aparência natural ao fim de 60 a 80 anos (Angelstam, 1996). O projecto deverá apresentar uma natureza dinâmica, organizado segundo um modelo de "gestão adaptativa". As autoridades locais, como os órgãos de gestão do Parque Nacional, o Município de Louros e outras organizações, devem unir esforços no sentido de assegurar financiamento para a sustentação do projecto no longo prazo.

Ações específicas de restauro e resultados do Projecto RIPIDURABLE

Hatzirvassanis e outros (2006) propuseram diversas acções de restauro de pequena escala no contexto das actividades de restauro/demonstração do RIPIDURABLE, sendo que a maior parte delas foram executadas pela Agência de Desenvolvimento do Amvrakikos (ETANAM S. A.), com o consentimento dos Serviços Florestais de Preveza. Naturalmente que o financiamento disponível no contexto de um projecto de tão curto prazo não pode cobrir todas as operações que são necessárias num restauro ecológico completo. Muitas tarefas importantes não puderam ser realizadas (por exemplo, acções de engenharia hidrológica no local de intervenção, estabelecimento de um viveiro florestal de plantas autóctones, cuidados de manutenção pós-plantação, monitorização científica, etc). As acções resultantes do projecto RIPIDURABLE pretendiam demonstrar e promover a disseminação das acções de restauro. No período 2006/2007 tiveram lugar as seguintes propostas/acções e resultados:

- 1) Remoção total do lixo e entulho na antiga lixeira de Louros; trabalhos de limpeza na Ribeira de Xeropotamos e ao longo da estrada entre a Floresta de Agios Varnavas e o Rio Louros. RESULTADOS: bem sucedido; esta iniciativa representa o acto final da desactivação da tristemente célebre lixeira de Louros.
- 2) Instalação de sinalética interpretativa adequada, promovendo a conservação da biodiversidade. RESULTADOS: em 2007 foram instalados três sinais na Floresta de Agios Varnavas (Figura 5.3.4).
- 3) Plantação de espécies ribeirinhas autóctones. RESULTADOS: foram instaladas 650 plantas, principalmente *Fraxinus angustifolia*, *Platanus orientalis* e *Populus alba*. As plantações foram executadas no final de 2006 e no início de 2007. Também foram transplantados dezenas de exemplares de *Fraxinus angustifolia*, em risco de destruição e provenientes de áreas em redor (especialmente de matagais perto da Vila de Louros). As plantações tiveram lugar: a) na clareira grande da Floresta de Agios Varnavas; b) no talude da Ribeira de Xeropotamos; e c) numa área vedada, junto à confluência da Ribeira de Xeropotamos com o Rio Louros, na margem ocidental deste último (na antiga lixeira de Louros) (Figura 5.3.5).
- 4) Manutenção e vigilância. RESULTADOS: as árvores foram regadas durante o Verão de 2007, que foi muito seco. A Câmara Municipal de Louros auxiliou na disponibilização dum voluntário que deu apoio às actividades de manutenção, como a vigilância, o transplante e a plantação.
- 5) Remoção e/ou alteração dos pequenos edifícios e instalações sanitárias que foram construídas a meio da década de 1990 na Floresta de Agios Varnavas. O estudo afirma que esses edifícios (cantina, casas-de-banho, etc) são incompatíveis com a promoção da área com objectivos de protecção da biodiversidade e educação ambiental. RESULTADOS: não foi tomada nenhuma acção.

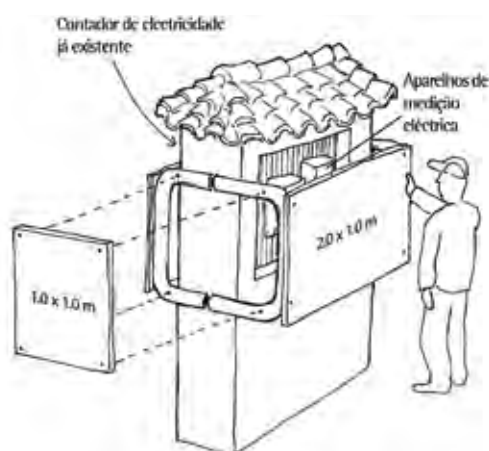


Figura 5.3.4 Esboço da sinalética interpretativa criada para cobrir de uma forma esteticamente agradável um contador de electricidade junto à Igreja de Agios Varnavas.

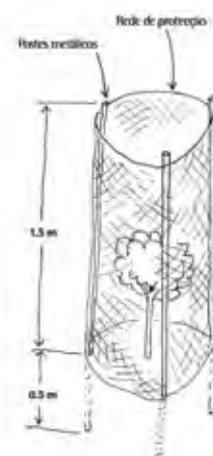


Figura 5.3.5 Esboço de uma planta instalada com uma protecção contra o pastoreio de cabras.

Problemas actuais e necessidades por atender

Como já foi anteriormente referido, existem conflitos potenciais entre objectivos de conservação da biodiversidade e diversas actividades de origem antropogénica, como por exemplo a agricultura ou o turismo/recreio na Floresta de Agios Varnavas e na paisagem circundante. A possibilidade de conflitos é potenciada pela incerteza acerca da propriedade dos terrenos ao longo da zona inundável do Rio Louros. Outros factores potenciadores de problemas são o facto de existirem restos de florestas ripícolas naturais em terrenos privados e ao longo de canais de drenagem, trincheiras e áreas ripícolas não protegidas, bem como a não existência de uma legislação aprovada para a área protegida (proposta para Parque Nacional).

Considerações importantes:

- Abate de árvores indiscriminado e/ou descontrolado.** Nesta área os povoamentos arbóreos têm dificuldade em regenerar-se naturalmente devido ao abate sistemático e generalizado de árvores. As autoridades locais (Município de Preveza) executam regularmente limpezas de vegetação e dragagens de valas e canais demonstrando um manifesto desrespeito pelas árvores presentes nas margens e taludes. Adicionalmente, os habitantes da região abastecem-se de forma regular de rebentos e pequenos ramos de árvores jovens, quer para consumo animal, quer para outras necessidades agropecuárias. Não existem nenhum

estatuto de protecção para espécies ripícolas raras, como os freixos e carvalhos.

- Proteger os habitats existentes na Planície Inundável Ocidental do Rio Louros.** Esta área encontra-se ameaçada por diversos interesses privados e uma parte da mesma está situada no exterior dos limites sugeridos para o proposto Parque Nacional. Não existe qualquer plano de gestão. Interinamente, assim que possível, será necessário estabelecer uma qualquer forma de vigilância e controlo até que entre em vigor um estatuto legal de protecção. Nestas actividades estarão incluídos a manutenção e cuidado dos bosques existentes, zonas ripícolas e as parcelas vedadas de restauro. Possivelmente a vigilância e controlo por parte de voluntários, aprovada pela Câmara Municipal de Louros e pelos Serviços Florestais de Preveza, será viável no curto prazo.
- Instalação de um viveiro de plantas e plantação de árvores.** Deve ser instalado um viveiro florestal que permita a propagação de exemplares de Freixo, Carvalho e Choupo-branco de origem local. Dado que não é garantida a obtenção de plantas de proveniência conhecida, devem produzir-se em viveiro plantas obtidas a partir de material seminal e vegetal colhido na região. As sementes de Freixo devem ser colhidas no início do Inverno e semeadas num composto pouco profundo, à base de areia. Sementes de Freixo e de Choupo-branco

devem ser colhidas e semeadas. Os Ulmeiros podem ser produzidos a partir de estacas provenientes de rebentos adventícios. Os Carvalhos podem ser produzidos a partir de sementes (bolotas) ou através de propagação vegetativa (estacas). A plantação de árvores nas parcelas designadas para esse fim deve continuar, de forma a manter os corredores verdes. Nunca é demais salientar que nas plantações apenas se devem usar plantas produzidas a partir de material vegetal ou seminal da região. Visto que se trata duma tarefa simples, desde que haja um interesse genuíno por parte da(s) entidade(s) que se comprometa(m) para esse fim, o mosteiro de Profitis Ilias, em Preveza, demonstrou interesse na instalação e manutenção de um viveiro. No curto prazo poderá ser necessário o apoio de voluntários para esta actividade.

- d) A Floresta de Agios Varnavas como um "monumento natural". Actualmente a Floresta de Agios Varnavas é gerida como uma floresta de recreio de uso múltiplo (conforme proposto por Douros, 1986). Recomendamos um novo paradigma: a Floresta como um "monumento natural protegido", onde sejam promovidos o recreio passivo e a protecção, mas seja dada prioridade à protecção da sua biodiversidade. Se esta pequena floresta for gerida como "um santuário natural e cultural", irá ser necessário que alguns detalhes da sua gestão tenham uma atenção cuidada. A utilidade dos edifícios devolutos em Agios Varnavas continua por resolver e eles degradam a estática natural da paisagem. Recomendamos a remoção de quase todos os edifícios (cantina, fonte decorativa, duas

estruturas de casa-de-banho no interior e na entrada da Floresta). O antigo local da cantina pode tornar-se um ponto de interpretação (isto é, uma das paredes do edifício deverá ser conservada e alterada para uma estrutura do tipo "quiosque" com sinalética interpretativa. Visto ser dispendioso e difícil manter sanitários limpos e funcionais no local, serão utilizados sanitários químicos amovíveis durante as festividades de Agios Varnavas (11 de Junho). A Câmara Municipal de Louros deve analisar as implicações da designação não oficial da Floresta de Agios Varnavas como "monumento natural" e considerar cuidadosamente a sua gestão específica.

- e) Monitorização e pesquisa. Será necessário efectuar um estudo detalhado da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros de forma a auxiliar na definição da protecção da biodiversidade e de oportunidades para restauro noutros pontos importantes de biodiversidade, particularmente nas Nascentes de Skala. Para além disso, a monitorização deve incluir uma série sistemática de estudos, de forma a avaliar alterações e a eficácia das acções de restauro. Um componente fundamental deste trabalho é a produção de documentação exacta e fidedigna, para que o projecto possa servir como exemplo para o restauro de florestas ripícolas em locais em que a protecção e melhoria deste tipo de florestas tenha sido negligenciada. A monitorização deve estar incluída no programa de gestão, de modo a evitar que apenas se recolha informação de base (Clewell e Rieger, 1997).

Implicações de gestão

Na Grécia, as situações de restauro ou melhoria de florestas ripícolas com bases científicas são pontuais e muito recentes (Efthimiou *et al.*, 2006). O desaparecimento e degradação das florestas ripícolas deste País tem sido notável, visto que este tipo de floresta está a ter o mesmo tipo de destino das zonas húmidas de zonas baixas do País (Antipas, 1985; Jerrentrup e Lösing, 1991). O Amvrakikos é uma área que alberga florestas ripícolas ancestrais, de carácter diversificado, ainda que de pequena dimensão. Os planos de gestão do proposto Parque Nacional devem dar prioridade ao planeamento da sua protecção e a promoção do seu restauro de forma a proteger os valores de biodiversidade. Os planos oficiais de gestão

devem incorporar um plano de restauro específico para a Planície Inundável Ocidental do Rio Louros, para que o projecto de restauro/demonstração aqui descrito possa ter seguimento.

O restauro das áreas ripícolas no Amvrakikos inclui os seguintes aspectos importantes:

- Ter noção do "estado futuro pretendido" para a Planície Inundável Ocidental do Rio Louros. As opções específicas de gestão devem ser orientadas por um planeamento estratégico. Neste caso de estudo, a análise SWOT auxiliou na criação de direcções específicas para o estado desejado no

futuro da Floresta Agios Varnavas. Ao longo desta análise, torna-se evidente que a potenciação da biodiversidade e as acções de conservação na Floresta Agios Varnavas ultrapassam fortemente os benefícios que possam resultar de outras propostas de desenvolvimento, de carácter mais antropocêntrico (isto é, somente um uso de turismo/recreio, de estilo urbano). Parte da nossa proposta envolve a modificação do modelo de gestão da Floresta de Agios Varnavas, de um "parque florestal recreacional" para um "monumento natural protegido". A nossa visão para o restauro não se resume apenas a Agios Varnavas, baseia-se também num esforço de longo prazo para a re-vegetação à escala da paisagem. As bolsas sobreviventes de florestas ribeirinhas e de zonas húmidas devem ser ligadas entre si através de corredores verdes. Um uso do solo de carácter agro-pastoril e várias actividades recreativas podem co-existir com a conservação da natureza e uma biodiversidade elevada, desde que exista um planeamento estratégico, medidas de protecção severas e acções de monitorização.

- A informação de base sobre a biodiversidade desta área ainda se encontra muito incompleta. A monitorização e um conhecimento de base da biodiversidade são fundamentais para acções de restauro persistentes, bem como para a conclusão da zonagem da área protegida e para uma gestão orientada para a conservação.
- O estatuto legal de protecção da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros ainda se encontra incompleto. Mais especificamente, uma parte da área de estudo encontra-se no exterior das fronteiras do proposto Parque Nacional, incluindo as importantes Nascentes de Skala, com uma biodiversidade de interesse internacional (são um bastião para o peixe Criticamente em Perigo (CR) Valencia latourneuxi). A protecção das parcelas de habitat de vida selvagem ainda existentes na paisagem agro-pastoril é crucial. Tal poderá envolver a criação de micro-reservas ou a extensão das fronteiras do parque, de forma a englobá-las. Tal acção não teria qualquer custo social ou financeiro, visto que essas galerias ripícolas ou zonas húmidas encontram-se essencialmente em

terrenos públicos. O Município de Louros deve ter um papel activo nesta iniciativa de conservação da paisagem, visto que ela envolve um cuidado planeamento peri-urbano e agrícola.

- A participação regular da população é extremamente importante na protecção, gestão e tomada de decisão. Frequentemente, a divulgação através da comunicação social possibilita a obtenção dum rápido e generalizado apoio por parte da comunidade. Uma iniciativa importante neste contexto seria a instigação de um tema sobre história natural durante o festival dos santos populares de Agios Varnavas (11 de Junho). Também é importante que regularmente se desenvolvam outros tipos de eventos de celebração da natureza, bem como publicações. Outras iniciativas poderão envolver ONG's, visitas de estudo, seminários e competições atractivas para a comunicação social, como por exemplo as "corridas de pássaros" (Zogaris, 2005). Outra prática bem sucedida é a criação duma rede de "conservacionistas" que poderão monitorizar e proteger áreas com habitats especiais para a vida selvagem. Qualquer que seja a situação, o envolvimento organizado de voluntários abriu caminho para as práticas de conservação em Amvrakikos e deve continuar.

Este trabalho reitera que "nenhum parque é uma ilha". Com os seus meros 14 ha, a Floresta de Agios Varnavas não pode sustentar por si só a biodiversidade que a distingue da paisagem envolvente. Os esforços de restauro devem ser orientados numa perspectiva de escala paisagística, englobando a totalidade da Planície Inundável Ocidental do Rio Louros. É necessário um desenvolvimento orientado para a biodiversidade, de modo a promover adequadamente uma protecção que tenha sustentabilidade a longo prazo. O desenvolvimento da biodiversidade consiste de três passos básicos, que se podem sobrepor, expressos através duma simples frase: "salve-o, conheça-o, use-o" (Janzen e Gamez, 1997). A Planície Inundável Ocidental do Rio Louros é um exemplo duma área com um interesse especial para a biodiversidade. Nela podem-se desenvolver uma multiplicidade de actividades económicas e de desenvolvimento, consociadas com medidas para proteger e restaurar os valores naturais ancestrais.

Agradecimentos

Este trabalho foi orientado pelo Institute of Inland Waters, Hellenic Center for Marine Research, em estreita cooperação com ETANAM S.A. e com a Câmara Municipal de Louros. No Município de Louros estamos particularmente agradecidos ao Presidente da Câmara, Sr. Ch. Bailis e ao Sr. N. Giousas pela assistência prestada e recolha de informação. As seguintes pessoas prestaram apoio e providenciaram informações importantes: Padre Agathangelos,

do Mosteiro Sagrado de Profitis Ilias, P. Pergantis, Y. Roussopoulos, N. Kardakari, M. Theocharis, D. Borelos, V. Vlami e especialmente os Serviços Florestais de Preveza, particularmente V. Dallaros. Um agradecimento especial para P. Dimopoulos, que providenciou dados sobre os tipos de habitat da área e para a Oikos-Nature Management LTD, pelo acesso a documentos importantes que apoiaram a nossa pesquisa.

Bibliografia

Alivizatos Ch, 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

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. Unpublished report

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

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. Unpublished report in the 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. Unpublished Study (in Greek)

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, Athens, Greece, EU

Epsilon International S.A., Pergantis P (1994) Restoration study of the Agios Varnavas wood, Community of Louros, Preveza Prefecture. Unpublished Study (in Greek)

Efthimiou G, Jerrentrup H, Syllaios G (2006) Management of habitats for birds of prey in the Nestos Delta and Nestos Gorge. Proceeding Third Conference of Hellenic Ecological Society and Hellenic Zoological Society, 16-19 November 2006, Ioannina, 127-135

ETANAM S.A. (1999) Conservation Management of the Amvrakikos Wetlands. Funding Proposal and Application Form. Unpublished

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)

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. Unpublished Report

Jerrentrup H, Lösing J (1991) Situation der Flussauen in Griechenland. In: *Erhaltung und Entwicklung von Flussauen in Europa*, 4: 86 – 92. Laufener Seminarbeiträge 4/91, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL). Laufen/Salzach

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. Unpublished Study for Life-Nature Project "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
- 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, Scoullos 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. (disponível online em: http://www.ramsar.org/key_montreux_record.htm)
- 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: Szijj J (ed). Ecological Assessment of the Delta Area of the Rivers Louros and Arachthos at the Gulf of Amvrakia, 94-141. Unpublished Report. University of Essen - GHS and IUCN
- Szijj J, Severin I (1979) Ecological problems in the Louros Delta and the Gulf of Arta. In: Proceedings Conference on the Protection of the Flora, Fauna and Biotopes in Greece, 175-182. Hellenic Society for the Protection of Nature
- Szijj J (1981) Ecological Assessment of the Delta Area of the Rivers Louros and Arachthos at the Gulf of Amvrakia. Unpublished Report. University of Essen - GHS and IUCN
- 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", 1:582-588, 11-17 Madrid, Spain. IAHR Congress Proceedings.
- YPECHODE (1986). Delineation of Ramsar Wetlands: Amvrakikos Gulf. Hellenic Ministry of Environment, Physical Planning and Public Works (YPECHODE) Athens
- 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
- 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, Papandropoulos D, Alivizatos Ch, Rigas G, Hatzirvassanis V, Kardakari N (2003) Threatened birds of of Amvrakikos. Oikos Ltd, ETANAM S.A. KOAN Press
- Zogaris S (2005) Bird Race at Amvrakikos. *Oionos* (Hellenic Ornithological Society), 23:31-33

ANEXO I. Descrição dos Habitats Lenhosos Ripícolas

A flora ripícola lenhosa das zonas húmidas do Amvrakikos é importante devido ao seu isolamento de outros habitats lenhosos e representa um raro exemplo de formações florestais semi-terrestres de zonas baixas. Apesar da riqueza excepcional da área em espécies de zonas húmidas, conhece-se muito pouco sobre a sua flora ripícola e até sobre a flora das zonas de cota mais elevada (Sarika *et al.*, 2005). A Planície Inundável Ocidental do Rio Louros contém exemplos de todos os cinco habitats lenhosos ripícolas que se podem encontrar no Amvrakikos. Estes são sucintamente descritos de seguida:

- Florestas de *Platanus orientalis* (*Plantanion orientalis*) (Natura Code 92C0). Estas florestas de copado denso, constituídas por árvores de grande porte, formam faixas lineares principalmente ao longo dos troços médios dos rios Louros e Arachthos, bem como dos seus tributários. Existem exemplares dispersos em muitos locais no interior da planície do delta, particularmente em cursos de água com leitos grosseiros (especialmente ao longo do Arachthos, a Sul da Cidade de Arta). O Plátano normalmente é dominante em taludes ribeirinhos semi-naturais, como os do curso inferior da Ribeira de Xeropotamos, em Agios Varnavas; mas, em muitas outras situações, pode ser encontrado em formações mistas com Amieiro, Choupo-branco e Salgueiro (por exemplo, no troço inferior do Arachthos). No passado, o Xeropotamos criou um leque aluvial constituído por solos grosseiros, que foram depositados nesta zona de cota mais baixa da planície. Algumas árvores com centenas de anos também existem na Floresta de Agios Varnavas, sendo que duas delas podem ser consideradas árvores ancestrais merecedoras de proteção específica.
- Florestas aluviais com *Alnus glutinosa* (Natura Code: 91E0). Este é um habitat com localizações muito restritas no Amvrakikos. A maior mancha pode ser encontrada em antigos leitos de rios (no interior dos meandros secos) da planície de aluvião do Arachthos, a Norte da Vila de Neochori. Existem pequenas manchas em determinados locais ao longo do Louros. Na nossa área de estudo existe uma mancha muito pequena de Amieiro perto nas nascentes cársticas de Skala, onde uma "floresta inundada" de Amieiros também inclui exemplares isolados de *Laurus nobilis*, juntamente com uma comunidade vegetal rara e única com *Frangula alnus*, *Salix* sp. e rebentação de diversas espécies.
- Florestas ripícolas mistas de *Quercus robur*, *Ulmus minor*, and *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*) (Natura Code: 91F0). Provavelmente este é o habitat mais ameaçado no Amvrakikos. Ainda existem diversos povoamentos quase puros de *Fraxinus angustifolia* (por exemplo, perto da Vila de Glykoriza, Laguna de Mazoma, Lago Voulkaria). Um dos povoamentos quase puros de Freixo-de-folhas-estreitas faz parte da Floresta de Agios Varnavas. Surpreendentemente, a maior parte das árvores da Floresta é relativamente jovem (estimadas em cerca de 70 a 90 anos de idade). Devido à proximidade da Cidade de Louros, provavelmente terão sido activamente exploradas para madeira no passado. O Ulmeiro (*Ulmus minor*) foi comum na Floresta de Agios Varnavas e ainda regenera naturalmente; no entanto, a maioria das árvores de grandes dimensões sucumbiu à doença dos ulmeiros. Os povoamentos antigos de *Quercus robur* subsp. *pedunculiflora* são particularmente raros. Apenas foram encontrados três exemplares desta espécie na Floresta de Agios Varnavas o que provavelmente estará relacionado com a exploração florestal desta espécie no passado. Ainda existem povoamentos de carvalhos em solos aluviais perto da Vila de Aneza, o que indica que provavelmente a presença de folhosas de madeira dura era mais generalizada no passado.
- Galerias de Salgueiro-branco (*Salix alba*) e de Choupo-branco (*Populus alba*) (Natura Code: 92A0). Este é o tipo mais comum de floresta ripícola nos troços inferiores dos rios e canais de drenagem da planície, embora em muitos locais esteja severamente degradada. No entanto, este tipo específico de floresta é o que tem maior potencial de regeneração e conservação, visto que ainda existem muitos locais com as características adequadas e onde ainda se podem encontrar salgueiros dispersos. Existem faixas estreitas e densas áreas arbustivas lineares deste habitat no Norte de Amvrakikos, ao longo do Arachthos e localmente no Louros. Apenas ao longo do Arachthos ainda se podem encontrar florestas reliquiais de Choupo-branco, com árvores de grandes dimensões (ao longo das margens do rio e nos meandros a Norte e a Sudoeste de Neochori). É notável que ao longo do Louros apenas existam exemplares isolados de Choupo-branco e que o único povoamento com alguma dimensão faça parte da Floresta de Agios Varnavas. Praticamente

metade da Floresta consiste num notável bosque destas folhosas. Provavelmente estas árvores têm proveniência autóctone, embora tal nunca tenha sido estudado.

- Galerias termo-mediterrânicas com Tamargueira (Nerio-Tamaricetea) (Natura Code: 92D0). Incluem normalmente sebes densas de Tamargueira (*Tamarix* spp), por vezes associadas a sebes densas de Árvore da Castidade (*Vitex agnus castus*). Este tipo de formações é frequente e variado nas zonas húmidas de Amvrakikos, incluindo extensas áreas em redor de lagunas e estuários, principalmente perto da foz dos rios Arachthos e Louros. No entanto, em alguns locais junto à costa, muitas destas formações tolerantes à salinidade começaram a morrer (*die-back*), provavelmente

devido ao aumento da salinização das lagunas e sapais marginais. Na sequência de um voo sobre o delta do Arachthos, em 2001, foram observados muitos hectares de tamargueiras mortas, o que poderá ser consequência de alterações no regime hidrológico, resultantes da construção da Barragem Hidroeléctrica de Pournari no início dos anos de 1980. A presença de Tamargueira e de Árvore da Castidade é frequente na Planície Ocidental Inundável do Rio Louros, em áreas de cota mais baixa (especialmente no leito de cheia do Rio Louros), sendo comum que se apresentem em sebes densas de altura baixa ou média. Provavelmente a maioria dos povoamentos derivam da regeneração secundária resultante do abate ou destruição das florestas maduras de Salgueiro e Choupo originalmente presentes.

APENDICE II. Análise SWOT

Para auxiliar analiticamente a tomada de decisão, são analisadas e comparadas duas opções.

Opção 1.

Conversão, para "parque de recreio" para a população local e visitantes, da Floresta de Agios Varnavas. O local será gerido de forma a poder receber um grande

número de visitantes e será "limpo" e organizado regularmente, através da limpeza da maior parte dos maciços espinhosos, arbustos de pequeno porte, árvores mortas e folhada lenhosa grosseira. Todo o local será acessível através duma vasta rede de caminhos pedonais.

Análise SWOT

■ Pontos fortes

- Opção de baixo custo e baixa manutenção.
- Alguns habitantes poderão defender a "protecção" da Floresta, mas na realidade poderão preferir "proteger e desenvolver", como seria o caso se a Floresta fosse convertida em parque recreativo.
- Poderão existir benefícios socio-políticos se o local for "desenvolvido" de modo a se tornar um espaço verde peri-urbano; muitos habitantes locais poderão não reconhecer o valor do local como "monumento natural", ou a importância de manter algumas das suas áreas num "estado natural".

■ Oportunidades

- Pode providenciar tempo para que se possam considerar planos de longo prazo para a área envolvente, ou para focalizar os esforços de conservação num outro local do proposto Parque Nacional de Amvrakikos.

■ Pontos fracos

- No passado foi oficialmente reconhecida como "floresta ancestral", mas não foi restaurada como sugerido em variados estudos e propostas governamentais; tal situação não é consentânea com uma boa gestão duma área natural protegida.
- Falha documentada em termos de gestão dum Parque Nacional
- A habitação sub-urbana e peri-urbana pode expandir-se desde a Vila de Louros em direcção à Floresta, circundando o novo "espaço-verde".

■ Ameaças

- Muitas das características naturais da floresta serão perdidas; especialmente o ciclo natural da folhada do solo; sucessão natural e regeneração.
- Perde-se a oportunidade para criação duma interface natureza-sociedade e também para educação ambiental.
- Perda de biodiversidade. Muitos animais e plantas preferem condições selvagens naturais, sendo que a gestão da Floresta como um "parque verde" iria dar origem ao desaparecimento de muitas espécies. Algumas espécies de aves poderiam deslocar-se para outros locais (por exemplo, *Accipiter brevipes*, *Oriolus oriolus*, *Dendrocopos* spp., *Aquila pomarina*). O local deixaria de ser frequentado por grandes aves de rapina, visto que estas aves são facilmente perturbadas pela presença humana.

Opção 2.

A Floresta de Agios Varnavas é reabilitada e gerida com ênfase no restauro da biodiversidade e na educação ambiental (história natural). Apenas será encorajada a recreação passiva e determinados locais da Floresta permanecerão inacessíveis, num "estado selvagem" (as excepções incluem a área envolvente

da Igreja de Agios Varnavas). A maior parte da folhada lenhosa e das árvores velhas com podridões serão deixadas no local. Serão efectuados esforços para implementar corredores verdes que liguem a Floresta a outras áreas ripícolas ainda existentes na Planície Ocidental Inundável do Rio Louros.

Análise SWOT

■ Pontos fortes

- Este local está estrategicamente situado, permitindo servir de "montra" e demonstrar possibilidades de restauro e resultados.
- Este local apresenta uma garantia de sucesso como "ponto quente" para o eco-turismo e recreação passiva.
- A designação não oficial do local como "monumento natural" é confirmada e anunciada a outras comunidades da região, bem como aos visitantes.
- Serão conseguidos orgulho e lucro político-social, em especial para o Município de Louros.

■ Oportunidades

- A localização da Floresta de Agios Varnavas proporciona importantes fundações económicas e sociais para a conservação futura da paisagem geral.
- Agios Varnavas é apenas uma das áreas de excepional biodiversidade e interesse educacional existentes na Planície Ocidental Inundável do Rio Louros; a gestão e protecção desta Floresta pode ajudar a salvar as outras áreas também.
- Questões de gestão por atender, como os edifícios devolutos (cantina, etc), serão resolvidas se o plano de gestão para o local for implementado.
- A coordenação entre o Município de Louros, os Serviços Florestais de Preveza, a Comissão de Gestão do Parque Nacional e outros intervenientes irá originar um relacionamento centrado em acções concretas de conservação.
- Os esforços de voluntários como cientistas, educadores, ambientalistas e operadores de eco-turismo poderão auxiliar na protecção e gestão do local.

■ Pontos fracos

- A manutenção e vigilância/guarda do local terá custos acrescidos; a Câmara Municipal de Louros deverá ter um papel activo neste componente.
- Esta opção representa uma responsabilidade adicional para a Comissão de Gestão do Parque Nacional, bem como para outras autoridades responsáveis pela gestão do proposto Parque.

■ Ameaças

- É necessário investir e reprimir as pressões ilegais para manter a qualidade do local (o abate ilegal de árvores pode continuar a destruir dezenas de exemplares todos os anos).
- A gestão dos visitantes é crítica: será necessário um plano especial de gestão; este deverá auxiliar na manutenção de grandes áreas do local num "estado selvagem".
- O Município de Louros poderá mudar de opinião no futuro, tentando "hibridizar" restauro com outros interesses de desenvolvimento.
- Propostas de gestão e de desenvolvimento poderão dar origem a alterações incrementais, com a consequente degradação da naturalidade e atractividade do local como monumento natural.

Introdução

A albufeira de Pedrógão localiza-se ao longo do rio Guadiana e do rio Ardila, imediatamente a jusante da Barragem de Alqueva, ocupando uma área aproximada de cerca de 1000 ha. Esta Albufeira, que constitui uma das componentes infraestruturais do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA), foi criada com o objectivo de funcionar como contra-embalse, ou seja, permitir que a água libertada em Alqueva seja bombada novamente para esta Albufeira. A barragem do Pedrógão está ainda equipada com uma central hidroeléctrica e está prevista a instalação de duas captações de água superficial para regar parte do Sistema de Rega do EFMA.

No entanto, face a este conjunto alargado de funções, a albufeira de Pedrógão tem um regime de exploração que conduz à existência de uma margem oscilante e sujeita a flutuações de cota significativas. Acresce ainda o facto de que a albufeira de Pedrógão representou a criação de uma barreira ao natural

processo de movimentação das espécies, pelo que se considerou essencial o fomento de uma margem arborizada que permita a circulação pela orla da Albufeira, e a ligação das ribeiras afluentes ao rio Guadiana não represado.



Figura 5.4.1 Choupo-branco na Primavera após a plantação (Fotografia: David Catita).

Objectivos

A florestação ripícola nas margens de uma albufeira, apesar de intuitivamente parecer um processo fácil e natural, não o é. A existência de água a meio de uma encosta não a torna por si só numa margem ripícola, uma vez que a oscilação constante do nível da água dificulta a fixação das plantas ao solo, já por si, geralmente delgado e pouco fértil.

Assim, e em consonância com os objectivos traçados no Programa de Gestão Ambiental do EFMA (versão 2005), definiu-se como prioridade a florestação de zonas da margem da albufeira de Pedrógão, sem vegetação arbustiva ou arbórea, coincidentes com as áreas de agricultura mais intensiva. Desta forma pretendeu-se, por um lado, inibir a apropriação do espaço pelos proprietários das áreas confinantes, prevenir usos que conflitassem com os objectivos e/ou requisitos definidos para esta área e simultaneamente criar um contínuo florestal ao longo da orla da Albufeira.



Figura 5.4.2 Árvores jovens com protector em rede metálica, de modo a permitir um eficaz arejamento das plântulas (Fotografia: David Catita).

Planeamento, execução e resultados

Os trabalhos de beneficiação do coberto vegetal da envolvente da albufeira de Pedrógão desenvolveram-se ao longo de três anos, tendo sido iniciados no ano de 2005. Em todas as intervenções a plantação decorreu ao longo de linhas curvas, paralelas ao Nível Pleno de Armazenamento (NPA), e localizadas entre este e o limite de expropriação, correspondente à

curva de regolfo (nível da superfície livre) associada a um caudal de 5 000 m³/s – período de retorno de oito anos – já que nestas áreas são expectáveis situações de submersão temporária, estando as espécies seleccionadas naturalmente adaptadas a este tipo de ocorrências.

Ano I – 2005

No primeiro ano (2005) a plantação foi realizada em conjuntos de 3 linhas paralelas, com 2 m entre linhas, distando do conjunto seguinte 10 m (Figura 5.4.6). Esta distribuição teve como objectivo a criação de linhas bosquete que potenciasssem as funções de abrigo e protecção da fauna e ao mesmo tempo que favorecessem o crescimento das árvores em altura, e assim se aumentassem as árvores direitas e com fustes longos.

Nesse primeiro ano foram seleccionadas para plantação seis espécies, das quais quatro apresentavam características ripícolas, designadamente salgueiro-branco (*Salix alba*), amieiro (*Alnus glutinosa* L.), choupo-branco (*Populus alba* L.), freixo-de-folhas-estreitas (*Fraxinus angustifolia* Vahl.) e duas outras existiam naturalmente nas margens ocupadas pela Albufeira, como o ulmeiro (*Ulmus minor*) e o lódão-bastardo (*Celtis australis* L.).

A necessidade de protecção das jovens árvores, para além dos tubos de protecção individuais colocados

em cada planta, apenas foi possível através da instalação de vedações, implicando que a plantação apenas fosse realizada acima do NPA, já que abaixo deste nível as vedações implicariam uma condição insegura para a navegação.

A sequência de plantação privilegiou a instalação de espécies de carácter mais ripícola nas faixas mais próximas da Albufeira, o que no entanto se mostrou relativamente indiferente, já que a influência da massa de água apenas se observa no incremento da humidade atmosférica em geral, sem influência na humidade do solo.

O ano de 2005 foi um ano extraordinariamente seco e apesar do esforço de rega realizado, tornou-se difícil manter a humidade no solo. Como consequência deste facto as espécies mais sensíveis à secura, como o salgueiro-branco e o amieiro, tiveram taxas de sucesso baixas, da ordem dos 15%.



Figur 5.4.3 Aspecto geral das novas plantações, sendo visíveis dois tipos de protectores de árvores: plásticos e em rede metálica (Fotografia: David Catita).

Tabela 5.4.1 Beneficiação do coberto vegetal realizada em 2005.

Espécie	Quantidade (plantas)	% Total de plantas	Taxa de sucesso
▪ Salgueiro-branco	▪ 2,953	▪ 10%	▪ 15%
▪ Amieiro	▪ 4,576	▪ 15%	▪ 15%
▪ Freixo-de-folhas-estreitas	▪ 16,065	▪ 52%	▪ 60%
▪ Choupo-branco	▪ 4,618	▪ 15%	▪ 60%
▪ Ulmeiro	▪ 400,00	▪ 1%	▪ 20%
▪ Lódão-bastardo	▪ 2,006	▪ 7%	▪ 100%
▪ Total	▪ 30,618	▪ 100%	▪ 33%

A plantação com três linhas muito próximas resultou em bons crescimentos em altura, como era esperado. No entanto, as acções de manutenção, nomeadamente o corte das ervas infestantes e a rega tornaram-se extremamente difíceis e morosas, em virtude das reduzidas possibilidades de mecanização, com inevitável recurso a trabalho manual.

Observou-se também que os tubos protectores colocados, com cerca de 1,2 m de altura, com os quais também se pretendia aumentar a altura do fuste, provocaram um excesso de aquecimento nas plantas com crescimentos mais lentos, sendo possivelmente responsáveis por parte da redução da taxa de sucesso ocorrida.



Figura 5.4.4 Freixo-de-folhas-estreitas dois anos após a plantação (Fotografia: David Catita).

Ano II - 2006

Assim, com base nas observações referidas anteriormente, procederam-se a alguns ajustamentos no segundo ano de plantação, realizada em 2006.

Foram assim plantadas apenas as espécies com taxa de sucesso superior a 50 %, ou seja, freixo-de-folhas-estreitas, choupo-branco e Lódão-bastardo, não tendo sido colocados tubos de protecção em nenhuma planta.

De modo a facilitar a manutenção dos povoamentos foram também apenas criadas duas linhas paralelas de plantação, a cerca de 2 m, distando dos conjuntos adjacentes cerca de 8 m.

A plantação em apenas duas linhas resultou em melhorias nos trabalhos de instalação, em especial ao nível da rega, já que dispensou um homem a pé com mangueira a regar a linha central. O corte

Tabela 5.4.2 Beneficiação do coberto vegetal realizada em 2006.

Espécie	Quantidade (plantas)	% Total de plantas	Taxa de sucesso
■ Freixo-de-folhas-estreitas	■ 10,000	■ 67%	■ 80%
■ Choupo-branco	■ 2,000	■ 13%	■ 80%
■ Lódão-bastardo	■ 3,000	■ 20%	■ 100%
■ Total	■ 15,000	■ 100%	■ 84%

das infestantes manteve-se, no entanto, trabalhoso e difícil, devido à estreita faixa existente entre as linhas de plantação, já que não permite a passagem de uma máquina agrícola convencional.



Figura 5.4.5 Aspecto geral da plantação realizada em 2006, sendo visível à esquerda lódão-bastardo com um ano e à direita com dois anos

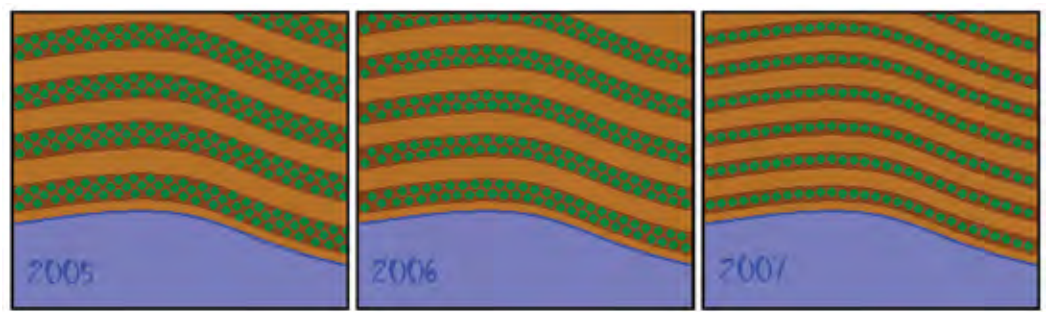


Figura 5.4.6 Esquema dos diversos desenhos de plantação implementados.

Ano III – 2007

Assim, no terceiro ano de implementação do projecto (2007) manteve-se o conjunto de espécies plantada no ano anterior, também sem tubo de protecção, plantando, no entanto, apenas uma linha de plantas em cada faixa de plantação, e distando esta cerca de 6 m da faixa seguinte.

A plantação de 2007, descrita anteriormente, apresenta, até ao momento, bons resultados, sendo

de salientar a melhor facilidade de execução dos trabalhos mecanizados.

Em todas as parcelas foram realizados trabalhos de retancho, ou seja, substituição dos exemplares mortos com novas plantas, tendo a maior parte da retancho sido realizada com freixo-de-folhas-estreitas e choupo-branco.

Tabela 5.4.3 Beneficiação do coberto vegetal realizada em 2007 (estimativa).

Espécie	Quantidade (plantas)	% Total de plantas	Taxa de sucesso
■ Freixo-de-folhas-estreitas	■ 7,666	■ 40%	■ 90%
■ Choupo-branco	■ 7,666	■ 40%	■ 90%
■ Lódão-bastardo	■ 3,835	■ 20%	■ 80%
■ Total	■ 19,167	■ 100%	■ 84%



Figura 5.4.7 Aspecto geral da plantação realizada em 2007 (Fotografia: David Catita).

Considerações finais

As intervenções até agora realizadas pretendiam criar um contínuo florestal ao longo da orla da albufeira de Pedrógão. Considerou-se, no entanto, ser possível conjugar esta função com um carácter mais produtivo a longo prazo, associado à produção de madeiras nobres, como o freixo-de-folhas-estreitas.

Contudo, em virtude das áreas beneficiadas serem zonas com reduzida disponibilidade hídrica e elevada exposição solar tornou-se necessário eliminar as infestantes, com elevados crescimentos nos primeiros anos, devido à baixa capacidade de ensombramento das árvores, e também proceder à rega das árvores nos meses mais quentes.

Consequentemente a criação de bosquetes (com três linhas próximas) resultou em dificuldades

operacionais claras. Com o desenho de plantação implementado no segundo ano a rega foi facilitada, permitindo a sua mecanização, mantendo-se no entanto as dificuldades no controlo de infestantes. O desenho de plantação implementado no terceiro ano facilitou ambas as operações de manutenção sendo, no entanto, previsível que estas árvores desenvolvam fustes menores e menos verticais que as árvores plantadas nos anos anteriores.

A diminuição do número de linhas de plantação poderá reduzir o aspecto naturalizado que se pretendia conferir a estas áreas, considerando-se porém que a dimensão das áreas beneficiadas, superior a 200 ha, poderá contribuir para atenuar este efeito.



Figura 5.4.8 Choupo-branco com três anos de idade nas margens da albufeira (Fotografia: David Catita).

MÚLTIPLOS PROPRIETÁRIOS NUMA ÁREA PROTEGIDA: REVITALIZAÇÃO DO RIO LECH (TIROL)

Johannes Konstanzer
Christian Moritz

O Projecto LIFE "LIFE 00NAT/A/7053: Wildflusslandschaft Tiroler Lech" (www.tiroler-lech.at) iniciou-se em Abril de 2001 e, após a concessão de uma extensão do seu prazo de execução em 1 ano, terminou em Março de 2007. No decorrer do mesmo, implementou-se um conceito de protecção e restauro fluvial mais abrangente do que o habitual. Este caso de estudo sintetiza os factos mais relevantes.



Figura 5.5.1 Localização.

O enquadramento geográfico é formado por 4138 hectares de Rede Natura 2000 no Vale Tirolês do Lech (Áustria, Província do Tirol, Município de Reutte).

O Rio Lech tem influenciado o fenótipo do Vale Tirolês do Lech até à actualidade. As suas margens são constituídas por extensas áreas de floresta de aluvião com salgueirais arbustivos (*Salici-Myricarietum*, *Salicion eleagno-daphnoidis*), prados de Amieiro e de Freixo (*Alnenion glutinoso-incanae*) e áreas alagadiças com pinheiros secos (*Dorycnio-Pinetum*). Nos locais onde o leito do rio é muito largo ainda é possível encontrar braços de rio de grandes dimensões e morfologicamente muito dinâmicos.

Num antigo mapa militar (Figura 5.5.2), pode-se observar a morfologia fortemente heterogénea do vale ribeirinho original. Deste modo, nos troços superiores, com um declive relativamente acentuado, o Rio Lech apresenta uma forma do tipo alongada, sendo que à medida que o declive diminui e a entrada de sedimentos aumenta verifica-se uma alteração progressiva da morfologia do leito, passando este a apresentar as características de um rio anastomosado (isto é, com múltiplos canais que se juntam e separam em vários locais).

Na Figura 5.5.3 pode-se observar todo o espectro actual da morfologia do Rio Lech. À semelhança de grandes áreas da maior parte dos rios alpinos, grande parte do Rio Lech está fortemente regularizada (seta vermelha). Noutros locais ainda se podem encontrar

elementos de uma estrutura ribeirinha quase natural, ainda que os impactos de origem antropogénica tenham deixado marcas bem evidentes (nesta situação sob a forma de um padrão de "colar de pérolas", fácil de detectar até nas fotografias de satélite – seta verde). Finalmente existem as áreas mais famosas, onde o rio ainda é largo o suficiente para permitir a formação de um curso de água do tipo anastomosado (seta azul), ainda que já sejam observáveis acções de regularização, nomeadamente sob a forma de um talude marginal linear numa das margens. Até à actualidade, o Rio Lech continua a ser o "proprietário de terreno mais importante" do vale do Lech.



Figura 5.5.2 Diferentes tipos de morfologia do Rio Lech, segundo um mapa militar do Século XIX (Franzischeische Landesaufnahme 1816-1821) (Fonte: Österr. Staatsarchiv).



Figura 5.5.3 3 Fotografia aérea com os tipos característicos da actual morfologia do rio.

Informação geral do projecto, parceiros, periodo temporal

O orçamento para a execução do projecto foi de 7,82 milhões de Euros. Para se obter um financiamento de 49,5% por parte da UE existia a pré-condição de que a zona alvo de intervenção teria de ser declarada como área da Rede Natura 2000. Os restantes 50,5% dos custos foram suportados pelos seguintes parceiros nacionais:

- *Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz und Abteilung Wasserwirtschaft* (Departamentos de Conservação da Natureza e de Gestão da Água, do Gabinete do Governo Regional do Tirol).
- *Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Sektion Ländlicher Raum und Sektion Wasserwirtschaft* (Ministério Federal da Agricultura, Florestas, Ambiente e Gestão da Água; <http://www.lebensministerium.at/>).
- *Forsttechnischer Dienst für Wildbach und Lawinenverbauung, Sektion Tirol* (Serviço Técnico para a Protecção de Avalanches e Cheias; <http://www.die-wildbach.at/>).

- *WWF Österreich* (WWF Austria).

Uma característica interessante deste Projecto LIFE é a participação de vários departamentos/organizações que, apesar de possuírem interesses divergentes, cooperam para atingir um objectivo comum.

A duração do projecto foi de 6 anos (2001-2007). Originalmente estavam previstos apenas 5 anos, mas foi necessária uma extensão de 1 ano pelas seguintes razões:

- Em Agosto de 2005 ocorreu uma cheia catastrófica, com um período de retorno de 5000 anos (segundo dados do Departamento Hidrográfico do Governo Provincial do Tirol). Naturalmente que este evento imprevisível deu origem a restrições operacionais, que têm de ser compensadas, e a trabalhos de protecção contra cheias.
- Uma das medidas de maior envergadura, o alargamento do Rio Lech em Martinau, revelou-se muito mais dispendiosa aquando do processo de planeamento detalhado da obra do que originalmente estimado. Desta forma, os trabalhos apenas puderam ter início após se ter garantido financiamento adicional proveniente de fontes nacionais.

Enquadramento da situação

No seguimento de inundações catastróficas que ocorreram no início do século XX, bem como do aumento da pressão resultante da exploração do vale (apenas cerca de 7% do município é produtivo), tornou-se necessário implementar diversas medidas estruturais, nomeadamente a regularização do rio e a edificação de estruturas de protecção contra a erosão nos afluentes do Rio Lech. Estas acções são parcialmente responsáveis pela problemática situação actual.

Para além da perda de habitats naturais, afectando desta forma muitas espécies constantes na Directiva Habitats, o afundamento do leito é apenas mais um dos sérios problemas existentes. Esta situação resulta da combinação de três factores: a canalização do rio; a construção de barragens de retenção de sedimentos nos principais afluentes; e a remoção de depósitos.

Este afundamento deu origem não só a mais impactos negativos sobre o sistema fluvial (separação entre o rio e os cursos de água adjacentes, redução da altura da toalha freática, alteração das condições edáficas nas planícies de aluvião), como também causou problemas nas estruturas de protecção edificadas (destruição das protecções das margens, entre outros). Desta forma, ficam ameaçadas não só espécies animais e vegetais raras, como também, até um certo ponto, as áreas com ocupação humana.

Outros problemas incluem um controlo insuficiente dos visitantes, colocando em perigo habitats sensíveis e elementos representativos da flora, ou o cepticismo com base socio-económica de certos sectores da população e grupos de interesse em relação à área de Rede Natura 2000.

Objectivos do projecto life

De forma a dar resposta aos problemas anteriormente mencionados, este Projecto LIFE teve os seguintes objectivos:

- Conservar e restaurar os ainda relativamente naturais habitats fluviais dinâmicos.
- Travar o afundamento do leito e a redução da altura da toalha freática.
- Melhorar a protecção contra cheias, respeitando os regulamentos de protecção ambiental.
- Preservar animais e plantas listadas pela UE como importantes, vulneráveis ou ameaçadas.
- Incrementar a consciência ambiental das populações locais.
- Executar um projecto conjunto com organizações de diferentes áreas.

Medidas, projectos especiais

Este Projecto LIFE engloba um total de 53 projectos individuais. Apresentam-se de seguida as medidas e projectos mais importantes, de forma a atingir os objectivos pretendidos:

- Aumento do espaço disponível para o rio, através da remoção de várias construções: Rio Lech, na Ponte Johannes e na Vila de Martinau; e no Rio Vils.
- Remoção faseada das barragens para retenção de inertes dos afluentes dos Lech, de forma a garantir um transporte de sedimentos sem obstáculos artificiais: ribeiras de Hornbach e de Schwarzwasserbach.
- Revitalização do escoamento lateral e conexão das mesmas com o rio principal: por exemplo, toalha freática em Häselgehr.
- Preservação e re-colocação de espécies chave: por exemplo, Borrelho-pequeno-de-coleira (*Charadrius dubius*), Maçarico-das-rochas (*Actitis hypoleucos*), Myricaria germanica, Sapatinhos (*Cypripedium sp.*), Libélula (*Coenagrion puella*), anfíbios, entre outros.
- Acções de relações públicas.

Nos parágrafos seguintes são enunciadas de forma resumida as medidas mais importantes nas áreas do restauro ribeirinho e da engenharia fluvial, de modo a proporcionar uma visão geral das melhorias mais óbvias na paisagem ribeirinha.

O restauro ribeirinho e a engenharia fluvial foram as principais soluções adoptadas para resolver os problemas anteriormente referidos de perda de habitats ribeirinhos e de afundamento do leito. Os principais mecanismos utilizados foram a morfologia do rio e o balanço da carga de sedimentos do leito. De forma a simplificar um pouco a complexidade deste tema, pode-se dividir o Rio Lech em três partes (Figura 5.5.4), que são caracterizadas da seguinte forma:

- Troço Superior (Steeg – Elmen): Curso direito; leito estável.
- Troço intermédio (Stanzach – Weißenbach): rio anastomosado; processos erosivos.
- Troço inferior (Höfen-Reutte-Weißhaus): deposição desfavorável de sedimentos no leito na principal área urbanizada; redução da capacidade de transporte de sedimentos, secção transversal livre é efectiva; dragagens múltiplas e de valor ecológico questionável.

Deste modo, é necessário obter um equilíbrio delicado na gestão da carga de sedimentos do leito, visto que nos troços superior e intermédio o cascalho é necessário para sustentar as intensamente dinâmicas áreas anastomosadas; por outro lado, no troço inferior uma carga de sedimentos do leito excessiva seria um problema grave. Desta forma, é necessário um conjunto bem coordenado de medidas para satisfazer todas essas condições (Figura 5.5.4):

- Alargamentos generalizados do rio, simultaneamente como medida de protecção e de revitalização do rio (exemplos mais adiante no texto).
- Nos afluentes mais importantes, remoção de algumas barragens de grande dimensão para retenção de inertes, de forma a melhorar a quantidade de cascalho no rio principal (combatendo o deficit actual; exemplo mais adiante no texto).
- Construção duma grande barragem para retenção de inertes no troço inferior do rio, que simultaneamente melhore a situação ecológica. Este será um projecto inovador para proteger a principal cidade do município de um possível excesso de sedimentos (que será em parte causado

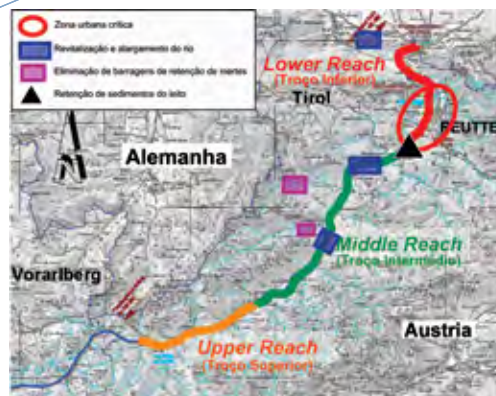


Figura 5.5.4 Localização das principais acções de engenharia / revitalização ribeirinha.

conscientemente pelas medidas a aplicar nos cursos de água a montante).

Rio Vils: Revitalização e protecção contra cheias

Nos anos 30 do Século XX o Rio Vils foi artificialmente estrangulado num curso muito estreito, resultando no afundamento do leito em aproximadamente 1,5-2 metros. Revitalizou-se um troço de rio com 2,3 km de extensão, quer através do alargamento e subida de cota do leito do rio, quer através da reconstrução de taludes (tornando a inclinação dos mesmos mais suave). Com essas medidas obtiveram-se aproximadamente 10 ha adicionais de habitat ribeirinho alpino e aproximadamente 5 ha de áreas adjacentes constituídas por floresta aluvial e lagos de meandro reactivados (lagos que ficam isolados em trajectos sinuosos de zonas planas). Simultaneamente, este projecto também é uma medida importante para a protecção contra as cheias da Vila de Vils.

As medidas com vista à melhoria da percepção ambiental das populações e à aceitação do projecto foram cuidadosamente planeadas. Essas acções melhoraram inequivocamente a aceitação do projecto, resultando por exemplo, em apreciações favoráveis nos jornais locais. Exemplos de medidas adoptadas:

- Webcam num ponto elevado (*Falkenstein*) – www.zeitfluss.at.
- Projectos escolares.
- Apoio a uma iniciativa local para a construção de um woodhenge (circulo celta de árvores).

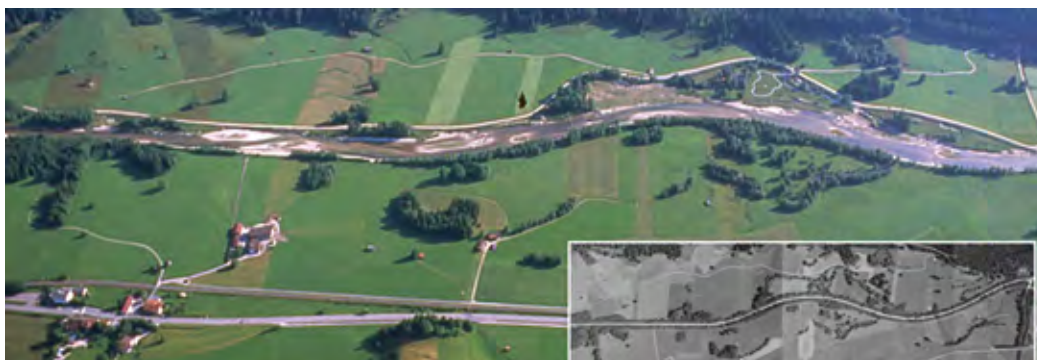


Figura 5.5.5 Revitalização do Rio Vils.

Revitalização do Rio Lech na Ponte Johannes [Johannesbrücke]

Devido à construção da Johannesbrücke, em 1936/37, o leito do Rio Lech afundou-se mais de 3 metros. As áreas adjacentes ficaram isoladas do rio, os meandros com bosques de Salgueiro (*Salix* spp.) e de *Myricaria germanica* foram substituídos por terraços arborizados com florestas de pinheiros. As barragens para protecção contra cheias e a própria

Johannesbrücke estavam em risco. Através do alargamento da ponte, do leito (até uma largura aproximada de 180 m) e da alteração da localização das barragens de protecção a montante, numa extensão de perto de 3 km, recuperaram-se mais de 20 ha de habitats ribeirinhos alpinos (Figura 5.5.6).



Figura 5.5.6 Revitalização ribeirinha na Ponte de Johannes.

Remoção das barragens de retenção de inertes em Hornbach e Schwarzwasserbach

Foram removidas duas barragens para retenção de inertes de grandes dimensões em dois dos principais afluentes do Rio Lech, o Hornbach e o Schwarzwasserbach

(Figura 5.5.7). Prevê-se que um total de cerca de 1,2 milhões de m³ de sedimentos acumulados seja descarregado durante os próximos anos.



Figura 5.5.7 Hornbach: remoção de barragem de retenção de inertes.

Relações públicas: factor chave na conservação da natureza

Actualmente as relações públicas tornaram-se um factor chave nos trabalhos de conservação da natureza (Figura 5.5.8). Nas décadas passadas apenas as organizações não governamentais (ONG's) (por exemplo, a *WWF – World Wide Fund for Nature* ou a *Greenpeace*) tentaram eventos de sensibilização, normalmente através de acções mediáticas. Na actualidade as relações públicas tornaram-se num importante componente do processo de sensibilização da opinião pública para os objectivos da conservação.

Um componente considerável do Projecto LIFE *Wildflusslandschaft Tiroler Lech* tem como objectivo a divulgação e comunicação das peculiaridades duma área protegida, que durante anos foi alienada devido à discussão sobre o Parque Nacional, sobre a nomeação como área da Rede Natura 2000 e sobre os planos para a construção duma barragem hidroeléctrica. O Projecto LIFE possibilitou uma nova forma de comunicar com as partes interessadas e com os líderes de opinião.

Para além do restauro ribeirinho, um dos principais objectivos foi criar uma nova forma de comunicação

entre grupos com diferentes objectivos, como por exemplo o departamento de conservação da natureza estatal, o departamento para a regulação de torrentes e avalanches, o departamento para a gestão dos rios e a *WWF*.

Foram previstos um total de 33 projectos na área das relações públicas, como por exemplo, plataformas de observação, trilhos temáticos, gestão dos visitantes e formação de guias da natureza.



Figura 5.5.8 Participação pública.



APÊNDICES

Lista de planos, comunicações e directivas Europeias relevantes

Gestão de Rios

Avaliação e gestão dos riscos de inundações: Directiva 2007/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2007, relativa à avaliação e gestão dos riscos de inundações.

Convenção de Helsínquia - Cursos de água transfronteiras e lagos internacionais: Decisão do Conselho 95/308/CE, de 24 de Julho de 1995, respeitante à conclusão da Convenção relativa à protecção e utilização dos cursos de água transfronteiras e dos lagos internacionais.

Vias navegáveis interiores - Serviços de informação fluvial: Directiva 2005/44/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 7 de Setembro de 2005 relativa a serviços de informação fluvial (RIS) harmonizados nas vias navegáveis interiores da Comunidade.

Tarificação como modo de reforçar a utilização sustentável dos recursos hídricos: Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu e ao Comité Económico e Social - A tarificação como modo de reforçar a utilização sustentável dos recursos hídricos (COM/2000/0477 final).

Aquacultura sustentável: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu - Estratégia de desenvolvimento sustentável da aquicultura Europeia (COM/2002/0511 final).

Directiva Quadro da Água: Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água.

Escassez de água e secas na União Europeia: Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu e ao Conselho, em 18 de Julho de 2007 - "Enfrentar o desafio da escassez de água e das secas na União Europeia" (COM/2007/0414 final).

Qualidade da Água

Águas balneares: Directiva 2006/7/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Fevereiro de 2006, relativa à gestão da qualidade das águas balneares e que revoga a Directiva 76/160/CEE.

Descarga de substâncias perigosas: protecção do ambiente aquático: Directiva 2006/11/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de

Fevereiro de 2006, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático da Comunidade.

Qualidade da água destinada ao consumo humano: Directiva 98/83/CE do Conselho de 3 de Novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano.

Qualidade das águas conquícolas: Directiva 2006/113/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro de 2006, relativa à qualidade exigida das águas conquícolas.

Tratamento de águas residuais urbanas: Directiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas.

Água adequada para a produção piscícola: Directiva 2006/44/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 6 de Setembro de 2006, relativa à qualidade das águas doces que necessitam de ser protegidas ou melhoradas a fim de estarem aptas para a vida dos peixes.

Águas Subterrâneas

Protecção das águas subterrâneas contra a poluição: Directiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro de 2006, relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração; e Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros.

Protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola: Directiva 91/676/CEE do Conselho, de 12 de Dezembro de 1991.

Solo

Prevenção e controlo integrado da poluição: Directiva 2008/1/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Janeiro de 2008, relativa à prevenção e controlo integrados da poluição.

Gestão dos resíduos de indústrias extractivas: Directiva 2006/21/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Março de 2006, relativa à gestão dos resíduos de indústrias extractivas..

Estratégia temática de protecção do solo: Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões – Estratégia temática de protecção do solo (COM/2006/0231 final).

Biodiversidade

Plano de acção para a biodiversidade: Comunicação da Comissão – Travar a perda de biodiversidade até 2010 – e mais além – Preservar os serviços ecossistémicos para o bem-estar humano (COM/2006/0216 final).

Aquicultura – utilização de espécies exóticas e de espécies ausentes localmente: Regulamento (CE) Nº 708/2007 do Conselho, de 11 de Junho de 2007, relativo à utilização na aquicultura de espécies exóticas e de espécies ausentes localmente.

Plano de acção da biodiversidade para a agricultura: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, em 27 de Março de 2001 – Plano de acção em matéria de biodiversidade para o sector da agricultura (Volume III) (COM/2001/0162 final).

Plano de acção da biodiversidade para as pescas: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, em 27 de Março de 2001 – Plano de acção em matéria de biodiversidade para o sector das pescas (Volume IV) (COM/2001/0162 final).

Plano de acção da biodiversidade para a conservação dos recursos naturais: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, em 27 de Março de 2001 – Plano de acção para a biodiversidade, tendo em vista a conservação dos recursos naturais (Volume II) (COM/2001/0162 final).

Conservação de espécies migradoras – Convenção de Bona: Decisão do Conselho 82/461/CEE, de 24 de Junho de 1982, relativa à conclusão da Convenção sobre a Conservação das Espécies Migratórias Pertencentes à Fauna Selvagem (Convenção de Bona). Conservation of wild birds: Birds Directive: Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds.

Conservação das aves selvagens: Directiva 79/409/CEE do Conselho, de 2 de Abril de 1979, relativa à conservação das aves selvagens.

Espécies de fauna e flora ameaçadas: Regulamento (CE) Nº 338/97 do Conselho de 9 de Dezembro de 1996 relativo à protecção de espécies da fauna e da flora selvagens através do controlo do seu comércio; e Regulamento (CE) Nº 318/2008 da comissão de 31 de Março de 2008.

Habitats naturais (Natura 2000) – Directiva Habitats: Directiva 92/43/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1992, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens.

Floresta

Plano de acção da União Europeia para as florestas: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu sobre um plano de acção da União Europeia para as florestas, em 15 de Junho de 2006 (COM/2006/0302 final).

Material florestal de reprodução: Directiva 1999/105/CE do Conselho, de 22 de Dezembro de 1999, relativa à comercialização de materiais florestais de reprodução.

Florestas e desenvolvimento – a abordagem da CE: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, Florestas e desenvolvimento – a abordagem da CE, em 4 de Novembro de 1999 (COM/99/0554 final).

A estratégia florestal da UE: Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu – Relatório sobre a execução da estratégia florestal da União Europeia, em 10 de Março de 2005 (COM/2005/0084 final).

Gestão da Paisagem

Convenção Europeia da Paisagem: Série do Tratado do Conselho da Europa N.º 176 (CETS N.º 176). Florença, Itália, 20 de Outubro de 2000.

Linhas mestras para a implementação da Convenção Europeia da Paisagem: Recomendação CM/Rec(2008)3 do Comité de Ministros aos estados membros. Adoptada pelo Comité de Ministros a 6 de Fevereiro de 2008.

Estratégia Pan-Europeia da Diversidade Biológica e Paisagística: Conselho da Europa e Centro Europeu para a Conservação da Natureza. Conferência Ministerial “Ambiente para a Europa” (Sofia, Bulgária, 23-25 de Outubro de 1995). Nature and Environment N.º 74. Council of Europe Press, 1996.

O planeamento regional e a protecção dos recursos aquáticos. Resolução 238 (1992) da Conferência de Autoridades Locais e Regionais Europeias.

Protecção Ambiental e Desenvolvimento Sustentável

Orientações para uma agricultura sustentável: Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social e ao Comité das Regiões, em 27 de Janeiro de 1999 - Orientações para uma agricultura sustentável (COM/99/0022 final).

Política Agrícola Comum (PAC) - Pagamento único por exploração: Regulamento (CE) N° 1782/2003 do Conselho, de 29 de Setembro de 2003, que estabelece regras comuns para os regimes de apoio directo no âmbito da política agrícola comum.

Orientações estratégicas comunitárias de desenvolvimento rural; Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER): Decisão do Conselho 2006/144/CE, de 20 de Fevereiro de 2006, relativa às orientações estratégicas comunitárias de desenvolvimento rural (Período de programação 2007-2013).

Indicadores ambientais: Relatório da Comissão ao Conselho, de 20 de Setembro de 2002 - Análise da "lista aberta" dos indicadores-chave em matéria de ambiente (COM/2002/0524 final).

Danos ambientais: Directiva 2004/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de Abril de 2004, relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais.

Vigilância Global do Ambiente e da Segurança (GMES): Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, de 10 de Novembro de 2005 - Vigilância Global do Ambiente e da Segurança (GMES): do conceito à realidade (COM/2005/0565 final).

LIFE+: a financial instrument for the environment: Regulamento (CE) N° 614/2007 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Maio de 2007, relativo ao instrumento financeiro para o ambiente (LIFE+) - Declaração da Comissão.

Sexto Programa de Acção em matéria de Ambiente: "Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha" (COM/2001/0031 final); Avaliação intercalar do Sexto Programa Comunitário de Acção no domínio do Ambiente (COM/2007/0225 final).

Estratégia da União Europeia em favor do desenvolvimento sustentável. COM/2001/0264 final; COM/2005/658 final; COM/2007/642 final.

Estratégia sobre a Utilização Sustentável dos Recursos Naturais: Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões, de 21 de Setembro de 2005 - Estratégia Temática sobre a Utilização Sustentável dos Recursos Naturais (COM/2005/0670 final).

O princípio da precaução: Comunicação da Comissão relativa ao princípio da precaução, de 2 de Fevereiro 2000 (COM/2000/0001 final).

Directiva sobre a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE): Directiva 2001/42/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Junho de 2001, relativa à avaliação dos efeitos de determinados planos e programas no ambiente.

Livro Branco de 9 de Fevereiro de 2000 sobre responsabilidade ambiental (COM/2000/0066 final).

Alterações Climáticas

Programa Europeu para as Alterações Climáticas (ECCP): Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, de 8 de Março de 2000, sobre políticas e medidas da UE para a redução das emissões de gases com efeito de estufa: rumo a um programa europeu para as alterações climáticas (ECCP) (COM/2000/0088 final).

Estratégia sobre as alterações climáticas - trajectória até 2020 e para além desta data: Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões, de 10 de Janeiro de 2007 - Limitação das alterações climáticas globais a 2 graus Celsius - Trajectória até 2020 e para além desta data (COM/2007/0002 final).

Parceiros do projecto RIPIDURABLE

Câmara Municipal de Alpiarça (parceiro coordenador)
R. José Relvas nº374
2090-100 Alpiarça
Portugal
www.cm-alpiarca.pt

Câmara Municipal Montemor-o-Novo
Largo dos Paços do Concelho
7050-127 Montemor-o-Novo
Portugal
www.cm-montemornovo.pt

Instituto Superior de Agronomia (ISA)
Universidade Técnica de Lisboa, Departamento dos
Recursos Naturais, Ambiente e Território (DRAT)
Tapada da Ajuda, Pavilhão Florestal
1349-017 Lisboa
Portugal
www.isa.utl.pt

Universidade de Évora
LabOr - Laboratório de Ornitologia
Unidade de Biologia da Conservação, Departamento
de Biologia
7002-554 Évora
Portugal
www.labor.uevora.pt

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
CNRS-CEFE
1919 Route de Mende
34293 Montpellier cedex 5
France
www.cefe.cnrs.fr

Université de Bourgogne
UMR CNRS BioGéoSciences
Ecologie Evolutive
6 Bd Gabriel
21000 Dijon
France
www.u-bourgogne.fr

**Hellenic Center for Marine Research, Institute of
Inland Waters (HCMR)**
46,7 km Athens-Sounio, Mavro Lithari
GR-19013 Anavissos, Attiki
Greece
www.hcmr.gr

University of Ioannina
Faculty of Environmental and Natural Resources
Management
Lab. of Ecology and Biodiversity Conservation
Seferi 2
30100 Agrinio
Greece
www.env.uoi.gr/

ETANAM S.A.
Development Agency for South Epirus and
Amvrakikos
Lascaratou, Periochi Ydatopyrgos
48100 Preveza
Greece
www.etanam.gr

**Centre per a la Investigació i l'Experimentació
Forestal (CIEF)**
Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i
Habitatge, Generalitat Valenciana
Comarques del País Valencià 114-6,
46930 Quart de Poblet,
Spain
<http://www.cth.gva.es/>

RIPIDURABLE

Gestão Sustentada de Bosques Ripícolas

Parceiro coordenador

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

Parceiros



Projecto co-financiado por

