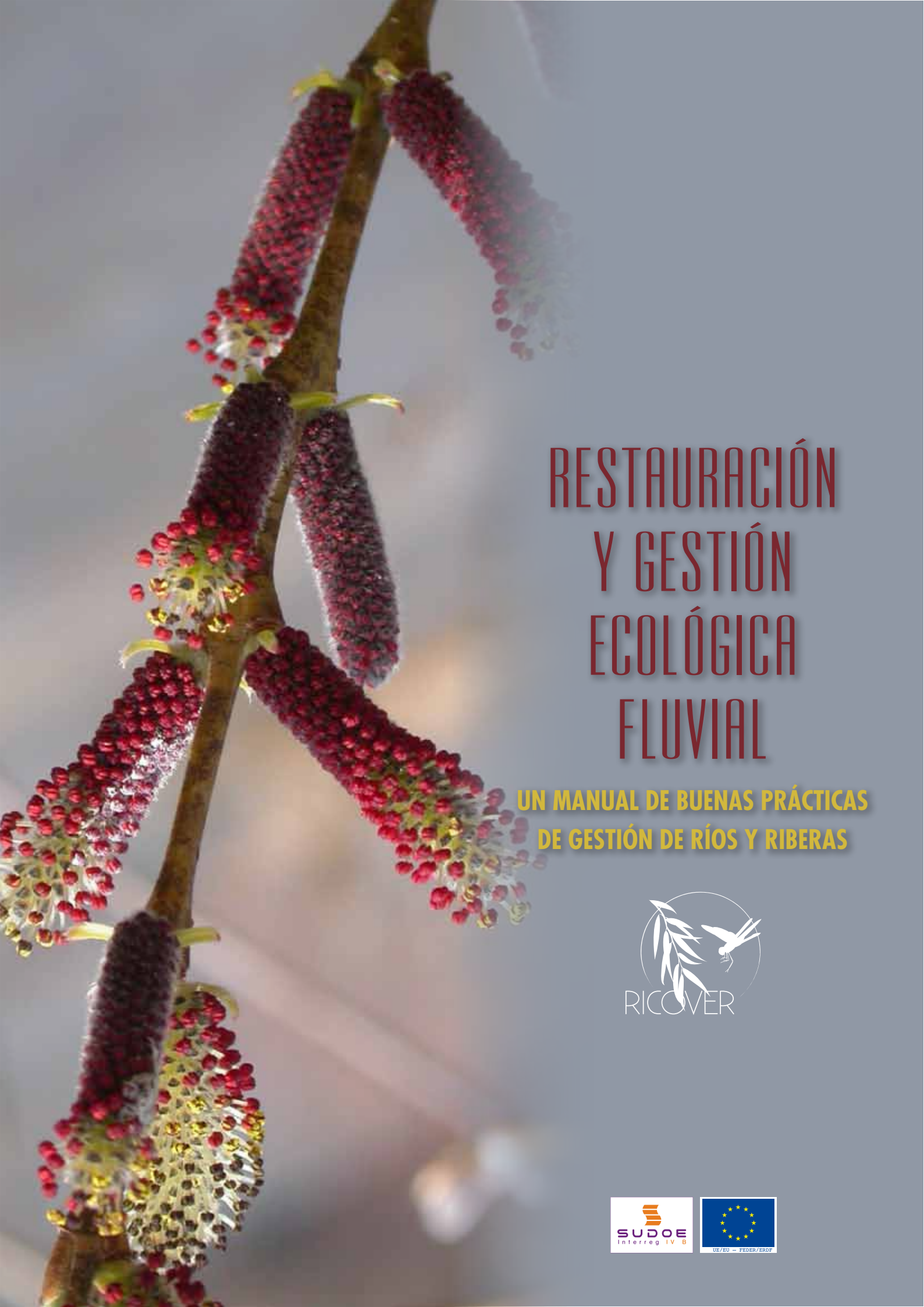


RESTAURACIÓN Y GESTIÓN ECOLÓGICA FLUVIAL

UN MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE GESTIÓN DE RÍOS Y RIBERAS

RICOVER

SUDOE Interreg IV B

UE/EU — FEDER/ERDF

RESTAURACIÓN Y GESTIÓN ECOLÓGICA FLUVIAL

UN MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE GESTIÓN DE RÍOS Y RIBERAS

EDITORES:

JORDI CAMPRODON
CENTRE TECNOLÒGIC FORESTAL DE CATALUNYA

M. TERESA FERREIRA
ISTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA. UNIVERSIDAD TÉCNICA DE LISBOA

MARC ORDEIX
CENTRE D'ESTUDIS DELS RIUS MEDITERRANIS - MUSEU INDUSTRIAL DEL TER

RICOVER

SUDOE Interreg IV B

UE/EU — FEDER/ERDF

Al profesor Dr. Ilídio Moreira, in memoriam

© 2012. CTFC e ISA PRESS
© TEXTOS E ILUSTRACIONES DE LOS AUTORES
COORDINACIÓN DE DISEÑO Y MAQUETACIÓN: ASSU PLANAS Y ÀNGELA MUNTADA
TRADUCCIÓN DEL PORTUGUÉS: ANDRÉ FABIAO
CORRECCIÓN LINGÜÍSTICA: TORSITRAD
ISBN: 978-84-615-8853-4
DEPÓSITO LEGAL: L. 927-2012

CENTRE TECNOLÒGIC FORESTAL DE CATALUNYA

ISA Press

ÍNDICE

Preámbulo. *Ana Mendes* **7**

Prólogo. *António Guerreiro de Brito* **11**

Capítulo 1. Introducción **15**

Restauración, rehabilitación y gestión fluvial. *Maria Teresa Ferreira* 16

Capítulo 2. Diagnóstico, diseño y evaluación **21**

2.1. Metodologías de diagnosis y evaluación del estado ecológico y la biodiversidad en restauraciones fluviales. *Marc Ordeix, Jordi Camprodon y David Guixé* 22

2.2. Planificación de las acciones de restauración. *Pedro Teiga, Rodrigo Maia y Francisco Veloso-Gomes* 61

2.3. Organización de un proyecto de restauración fluvial. *Rui M. V. Cortes y Luís Filipe Sánchez Fernandes* 69

2.4. La aplicación del protocolo APR para la avaluación de proyectos de restauración fluvial en Cataluña. *Laura Puértolas y Narcís Prat* 81

Capítulo 3. Mantenimiento y gestión **93**

3.1. Conservación y mantenimiento de cursos de agua. La perspectiva de la ARH Algarve. *Marques Afonso y Pedro Coelho* 94

3.2. Gestión forestal en zonas de ribera. *Jordi Camprodon, Pau Vericat, Miriam Piqué, Roser Casas-Mulet y Ramon J. Batalla* 103

3.3. Control de especies invasoras. *María A. Pérez-Fernández* 137

3.4. Inventario de maquinaria para trabajos de restauración o rehabilitación en aguas superficiales. *Jerónimo Carrascal-Tirado* 155

Capítulo 4. Casos de estudio **169**

4.1. Actuaciones de rehabilitación fluvial en un tramo del río Guadajira (Extremadura). *Jerónimo Carrascal-Tirado, María A. Pérez-Fernández y Luís R. López-Fernández* 170

4.2. Pre-clasificación de la calidad ecológica, un instrumento orientador en la planificación de actuaciones de restauración fluvial: aplicación a la región del Algarve. *Ana Barroso y Maria Teresa Ferreira* 189

4.3. Planificación y priorización de acciones de restauración: aplicación en la región del Algarve. *Ana Barroso, Jordi Garcia-Gonzalo, Francisca Fructuoso Aguiar y Maria Teresa Ferreira* 215

4.4. Actuaciones de restauración ecológica en bosques de ribera del río Ter (Cataluña). *Jordi Camprodon, Marc Ordeix, David Guixé, Laia Jiménez, Francesc Llach y Núria Sellarès* 249

4.5. Metodología de elección de tramos fluviales para rehabilitar o restaurar a partir del estudio de bioindicadores en la cuenca hidrográfica del Guadiana a su paso por Extremadura. *Jerónimo Carrascal-Tirado* 265

4.6. Programa de recalificación del río Odelouca (cuenca del Arade, Portugal). *Rui M. V. Cortes, Joaquim B. Jesus, Isabel M.B.M. Boavida, Samantha J. Hughes y Simone G. P. Varandas* 285

4.7. Recalificación de galerías de ribera en el área de la presa del Odelouca: de la concesión a la intervención. *Marisa Viriato, Maria Berjano, Marta Duarte, Raul Caixinhas, Rui Cortes y Maria Teresa Ferreira* 299

4.8. Control de caña (*Arundo donax*) en zonas de ribera. *Ana Monteiro, Ilídio Moreira y Jorge F. Moreira* 311

4.9. Distribución de la caña (*Arundo donax*) en el Algarve y contribuciones para su gestión. *João Pinto y Sandra Correia* 323

4.10. Caracterización genética de poblaciones de *Salix salviifolia*: un estudio preliminar en la región del Algarve. *Fernanda Simões, Joana Bagoim Guimarães, Diogo Mendonça, Carla Faria, André Fabião, António Albuquerque, José Matos, Patrícia M. Rodríguez-González y Maria Helena Almeida* 335

4.11. Proyecto Ríos: la importancia de la participación pública en la restauración y la recuperación fluvial. *Pedro Teiga* 345

4.12. Evaluación del estado de conservación fluvial mediante indicadores de estado ecológico y biodiversidad. Experiencia en el río Ter (Cataluña). *Marc Ordeix, David Guixé, Jordi Camprodon, Francesc Llach, Laia Jiménez y Núria Sellarès* 357





Rios Azibo e Mouro em Portugal. Fotografias: Pedro Teiga.

PREÁMBULO

Mientras escribo estas líneas Europa se enfrenta a un reto económico importante. Las instituciones se esfuerzan para lograr los objetivos que se han fijado con todos los medios a su alcance. De hecho, los objetivos inevitables del crecimiento económico, junto con unas metas ambientales sólidas y ambiciosas ponen a la sociedad europea actual en una paradoja.

Los consumidores europeos, por encontrarse encorsetados económicamente, a menudo optan por productos más baratos que no respetan el medio ambiente, dondequiera que se produzcan y con gran costo para las futuras generaciones de todos los países.

En momentos en que la crisis financiera afecta a la sociedad es tentador dejar el medio ambiente en un segundo plano y apostar solo por el desarrollo, sin que este integre en su ecuación los costes asociados a la degradación del medio ambiente, de la que todos somos conscientes. Sin embargo, Europa sigue siendo atenta a esta paradoja y en 2020 diseñó una estrategia basada en la consecución del desarrollo sostenible, en el cual hemos de ser capaces de reducir en un 20% las emisiones de gases de efecto invernadero, reducir un 20% el consumo de energía y que las energías renovables asuman el 20% de todo el consumo energético.

Todo esto es posible gracias a la cooperación. La iniciativa Interreg establecida en 1989, ha sido diseñada con el objetivo de estimular la cooperación entre los estados miembros de la Unión Europea para promover el desarrollo sostenible. La actual estrategia europea para el crecimiento económico se basa en los siguientes principios de actuación:
- Invertir más en el desarrollo sostenible: promover la disminución de las tasas de consumo de dióxido de carbono, pagos para los ecosistemas (en los que los ríos asumen un papel central) y fomentar la eco-innovación (desarrollo de ideas para disminuir el impacto ambiental y que promuevan un uso más eficiente de los recursos).
- Invertir mejor en desarrollo sostenible: mejorar las políticas que integren plenamente los principios del desarrollo sostenible en sus programas y proyectos.

El proyecto UE Interreg IVB Sudoe RICOVER es un es un ejemplo pionero en el desarrollo de modelos que minimicen el impacto ambiental mediante la promoción de un uso más eficiente de los recursos. El objetivo principal de este proyecto se basa en el desarrollo de estrategias conjuntas para la protección y restauración de los ríos, que desarrollan un papel tan importante en los ecosistemas. De hecho, es incuestionable el valor económico de los ríos en cualquier parte del mundo, por los servicios que prestan a la sociedad, siendo el agua, la energía y el oxígeno que respiramos los elementos que todos reconocemos como fundamentales para el desarrollo de la vida.

El aspecto más innovador del RICOVER se sustenta en el encuentro de expertos de diversas disciplinas y con puntos de vista a menudo muy diferentes. Este enfoque permitió:
- Evitar la excesiva simplificación de la información biológica
- Evitar visiones reduccionistas, no centradas exclusivamente en un único objetivo
- Mejorar el flujo de comunicación entre técnicos de conservación de la naturaleza y gestores

- Incorporar la investigación dirigida y la innovación en la mejora de la gestión e implementación de proyectos demostrativos.

El esfuerzo realizado por todos los socios en cooperar y reconciliar las ideas en un clima de tensión económica, fue enorme. El resultado final fue el fruto de un respeto por las opiniones diferentes y la integración de la individualidad de cada contexto regional. La cooperación es la herramienta que nos permitió deslocalizarnos de nuestra realidad y ver que nuestras visiones no siempre son las más exactas. Aprendemos y crecemos a partir de los aciertos y errores comunes. Esta idea destaca la importancia que tiene la cooperación en el intercambio de ideas, cuyos frutos se reflejan en los siguientes aspectos principales:

- El desarrollo y aplicación de un modelo de referencia en la identificación de los tramos fluviales a recalificar, lo cual permitió el desarrollo de la Carta de Restauración de la Región del Algarve.
- El desarrollo de proyectos demostrativos de restauración fluvial en Cataluña, Extremadura y el Algarve, permitió la experimentación, la innovación y la profundización de conocimientos. Entre los aspectos innovadores han de señalarse la integración de la participación ciudadana y la inclusión social.
- La difusión de las técnicas más eficaces para aplicar en el ámbito de la restauración de los ríos, teniendo en cuenta la gestión forestal, la bioingeniería, la protección de la biodiversidad y la mejora de la relación coste/beneficio, promoviendo la aplicación sobre el terreno de medidas de mitigación ambiental y de los servicios ambientales de los ríos.
- La integración de empresas que normalmente trabajaban en la obra civil y que la crisis del sector de la construcción las obliga a una búsqueda rápida de un nuevo nicho de mercado. En virtud de la implementación de la Directiva Marco del Agua, se está formando un nuevo nicho de mercado que experimentará un crecimiento significativo en los próximos años y que, en el momento actual, es necesario impulsar.
- La cooperación establecida entre Águas do Algarve, la empresa promotora de la presa de Odelouca, y los demás socios permitió una implementación, no siempre fácil, de medidas compensatorias inherentes a la construcción de la presa, como la restauración de tramos seleccionados en el río Odelouca.

Hay que felicitar a los editores de esta guía por haber traducido el aprendizaje obtenido con el Ricover, con el fin de ponerlo a disposición del mayor número posibles de gestores, empresarios y técnicos, con la esperanza de que sus contenidos puedan ser una contribución a la implementación de las mejoras ambientales impuesta por la Directiva Marco del Agua y de las nuevas políticas europeas.

Un reconocimiento muy especial para la profesora María Teresa Ferreira, responsable del proyecto, por su compromiso, disponibilidad y creatividad. Sin ella, este y otros proyectos no llegarían hasta vuestras manos.

Ana Mendes
Coordinadora del proyecto Ricover





Zona de ribera a principios del siglo XX (1913) y a principios del siglo XXI (2012). Río Ter (Manlleu, Cataluña). Fotos: Andreu Contijoch y Laia Jiménez.

PRÓLOGO

RÍOS Y RIBERAS MÁS LIBRES Y GRANDES

Al escribir el prefacio de un libro nos convertimos en cómplices de su contenido. En el presente caso tenemos un libro que, partiendo del conocimiento del territorio del Algarve en Portugal y recorriendo Extremadura y Cataluña, llega mucho más allá y constituye un verdadero manual de supervivencia para los ecosistemas de la cuenca del Mediterráneo. Su título, *Restauración fluvial y gestión ecológica*, se refuerza con un subtítulo práctico y operativo, *Manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas*. Es un libro que trata sobre ríos difíciles, complejos y sensibles. Ríos aparentemente pequeños, se dirá. Muchos sí, y por eso se habla de riberas, aunque otros no. En todos ellos, las variaciones significativas de caudal, año tras año y, ciertamente, entre el estiaje y los restantes períodos, provocan que sean aguas emotivas.

Estas características requieren nuestra mayor atención. Las crecidas y las inundaciones de los pequeños ríos tienen, con frecuencia, las peores consecuencias, por lo que necesitan territorios vastos y abiertos para que no puedan ser causantes de daños en personas y bienes. En contrapartida, en períodos de escasez o de sequía constituyen abrigos preciosos para determinadas especies acuáticas. En verdad, no sólo para ellas, pues incluso más allá de sus márgenes existirán comunidades terrestres —aún más vulnerables, pero todavía resilientes— profundamente dependientes de la zona húmeda que podrán representar. Estos rasgos no son únicos en la Península Ibérica, pero son especialmente notorios en esta faja más próxima al Mediterráneo, una región especial para todos aquellos que nacieron en ella, como yo, y para los que en ella trabajan o la visitan.

Los ríos y las riberas son símbolos de valor para las comunidades ribereñas. Los sistemas hídricos son elementos extraordinarios del paisaje de los medios rurales y de las ciudades, así como del imaginario humano. Su grado de conservación es un buen indicador de un estilo de sociedad. Una sociedad que se preocupa por el estado de sus ríos es más evolucionada y consciente que aquella que los contamina con aquello que le sobra, o que los empareda para defenderse de algunos de sus legítimos humores. Con todo, los ríos no son tan sólo para las personas y su día a día. Su valor es más evidente cuando son el agua para beber, o para el uso agrícola, pero mantienen también una innegable riqueza por sus restantes funciones, ya sean ellas de aprovisionamiento de bienes y de regulación o de soporte para la producción de servicios ambientales.

Este es un libro para especialistas en ríos, especialmente para los que ambicionan contribuir a la restauración fluvial y buscan el conocimiento necesario para promover su específica riqueza. Es también una excelente obra para los estudiantes que buscan una bibliografía apropiada para mejorar su formación. Y, por último, será también de lectura obligada para los no especialistas comprometidos en la defensa de los ríos, que no conocen bien todas las particularidades de la fauna y de la flora, pero que sencillamente les importan los ríos y los quieren vivos.

Este libro es el resultado del profundo conocimiento y saber hacer que poseen sus autores. Su iniciativa es acreedora de nuestro reconocimiento, extensivo a las entidades que, afortunadamente, apoyaron este proyecto. Lo cierto es que, gracias a este esfuerzo conjunto, los ríos y las riberas

cuya buena gestión persigue este libro nos transportan a la romántica y algo soñadora imagen de las aldeas, incluso aunque esas aldeas se encuentren ya en el centro de las ciudades. Por ello, recuerdo lo que Alberto Caeiro escribió, sin evidente teoría pero con un conocimiento práctico que bastaba:

Mas poucos sabem qual é o rio da minha aldeia
E para onde ele vai
E donde ele vem.
E por isso porque pertence a menos gente,
É mais livre e maior o rio da minha aldeia.

[Pero pocos saben cuál es el río de mi aldea
Y hacia dónde él va
Y de dónde él viene
Y por eso, porque pertenece a menos gente
Es más libre y más grande el río de mi aldea]

Braga, abril de 2012

António Guerreiro de Brito

Profesor de la Universidade do Minho

Ex presidente de la Administración Hidrográfica del Norte



Figura 1. Espacio fluvial en una zona del proyecto Ricover (río Ter, Cataluña), donde se representa una zona léntica del curso fluvial con vegetación helofítica (espadaña y carrizo) y bosque de ribera (aliseda) con su fauna. De izquierda a derecha: pico menor, tejedor, ruiseñor, chochín, papamoscas gris, odonato *Calopteryx xanthostoma*, zampullín chico, ánade real, polla de agua, murciélago ribereño, martín pescador, nútria, oropéndola, galápago leproso, lavandera cascadeña, lavandera blanca, chorlitejo chico, garza real. Dibujo: Martí Rodríguez.





Ribera degrada a su paso por medio urbano. Río Jamor (Portugal).
Ribera en buen estado de conservación. Río Paiva (Portugal).
Fotos: Pedro Teiga.

1. ITRODUCCIÓN

RESTAURACIÓN, REHABILITACIÓN Y GESTIÓN FLUVIAL

Maria Teresa Ferreira
Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal. terferreira@isa.utl.pt

RESUMEN

Se desarrollan consideraciones sobre los conceptos de restauración y rehabilitación fluvial, sobre el papel de la gestión en la recuperación y sobre la introducción de aspectos económicos en el planeamiento, así como de la noción de eficacia en los objetivos de los proyectos y actuaciones de restauración.
Palabras clave: restauración fluvial, rehabilitación fluvial, planificación ambiental, priorización de acciones, gestión fluvial.

ABSTRACT

RESTORATION, REHABILITATION AND RIVER MANAGEMENT. In this text, we analyse the concepts of river restoration and river rehabilitation, and the role of management in the restoration of river functions, as well as the need to introduce economy aspects and efficacy goals in restoration planning and projects.

La terminología sobre restauración fluvial no está exenta de dispersión, y ha recibido varias influencias a lo largo de los años conforme a la perspectiva del área científica y el encuadramiento de actividades en la que se inserta, como, por ejemplo, obras de ingeniería de estabilización de márgenes o actuaciones de conservación para cada especie.

Jordan *et al.* (1987) definió *restauración ecológica* como la recreación de comunidades de organismos muy similares a los que existen naturalmente. Por otra parte, Frissell *et al*. (1997) considera *restauración* como el acto de minimizar las perturbaciones humanas sobre el desarrollo de los patrones naturales de la biodiversidad. En la perspectiva de Wohl *et al.* (2005), *restauración fluvial* es distinto de *restauración ecológica fluvial,* definiendo *restauración* como una forma de auxiliar, mejorar y establecer los procesos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos en un sistema de cuenca hidrográfica degradada, substituyendo la pérdida o el riesgo de elementos que pertenecen al sistema natural, y *restauración ecológica fluvial* como la recuperación de la integridad ecológica de un sistema hidrográfico a través del restablecimiento de los procesos necesarios que sustentan los ecosistemas naturales en una cuenca hidrográfica. Estos autores consideran que la definición de *restauración* deja espacio para la subjetividad con relación a los valores sociales a los que se refiere al término “mejorar”, pudiendo incluir la protección de la propiedad, objetivos estéticos, paisajísticos y de recreo. Siempre que los valores sociales impiden con frecuencia la restauración

"total" de la estructura y función de los ecosistemas, el término *rehabilitación* (utilizándose también el de *recalificación*) es muy a menudo diferenciado del de *restauración* (figura 1).



Figura 1. Posibilidades y alternativas de la restauración ecológica fluvial.

Las dos corrientes de definiciones más extremas son: i) las que representan una perspectiva ecocéntrica, de objetivos exclusivamente ambientales, que consideran las actividades humanas como secundarias y necesariamente sujetas a los objetivos del buen funcionamiento del ecosistema; y ii) las que representan una perspectiva antropocéntrica, considerando las actividades humanas como prioritarias, efectuando la restauración con el objetivo de protegerlas o favorecerlas, sin embargo, con preocupaciones de "naturalidad". La primera corriente estaría representada por la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/EC), que subordina la restauración a los objetivos ambientales de obtención de la "buena conservación del ecosistema fluvial" (Pollard y Huxham, 1998) y la segunda, por la ingeniería natural, que auxilia las obras de ingeniería civil fluvial haciéndolas más respetuosas desde el punto de vista ambiental. Entre ambas, y conforme a los objetivos de intervención en el medio acuático y la posibilidad de que aquéllas se efectúen en función de los usos humanos, podemos encontrar todas las alternativas (Fig. 1).

Así, muchas veces, en el lenguaje de la gestión fluvial *restauración* se refiere a soluciones inmediatas que implican desde la estabilización de márgenes hasta actuaciones de ingeniería de hábitats para peces en escala de tramo, pasando por la manipulación de los procesos de los ecosistemas a nivel de cuenca. O sea, la *restauración ecológica fluvial*, debe incluir la *rehabilitación,* en la medida en que enfoca las causas de la degradación del sistema, a través del restablecimiento potencial de procesos y en la substitución de elementos funcionales en vez de tratar los síntomas para alcanzar una determinada condición.

La *restauración ecológica* asume que muchas de las presiones que degradan los ecosistemas son temporales, y que la pérdida de hábitats y el declive de poblaciones son recuperables. Sin embargo, la extinción de especies es irreversible y existe la probabilidad de que no se logre recuperar gran parte de los hábitats perdidos. De esta forma, la restauración ecológica pretende reparar lo que puede ser reparado y asegurar la sostenibilidad de los hábitats y de las poblaciones supervivientes, independientemente de que hayan sido amenazadas anteriormente (Young, 2000).

Todas estas definiciones incorporan el objetivo de restaurar el potencial ecológico de comunidades y ecosistemas que sufrieron presiones causadas por las actividades humanas para, así, mejorar la integridad ecológica de las zonas degradadas, conservar la diversidad biológica y mitigar la pérdida de ecosistemas. De hecho, la degradación de los ecosistemas fluviales y la pérdida de biodiversidad acuática ha sido una constante y está bastante extendida a nivel mundial. En este momento, merced a un marco legislativo ambiental cada vez mejor estructurado y exigente, el concepto de restauración ecológica es aceptado por el poder público y por las distintas partes interesadas como un complemento esencial para la conservación y gestión de los recursos naturales (Wohl, *et al.*, 2005). En los últimos años se observa un crecimiento de las actividades de restauración acuática y ribereña traducido en enormes costes, sin que sea muy clara la eficacia de estas inversiones en función de los objetivos propuestos (Choi, 2004), siendo evidente que la mayoría de los esfuerzos no produce mejorías ambientales relevantes (Feld *et al*., 2011) o ni siquiera monitorizadas.

Muchos de esos fracasos se deben al hecho de que los proyectos de restauración se centren apenas en la gestión de una sola especie o en las características de los hábitats en lugar de centrarse en todo el ecosistema (Frissell *et al.*, 1997). Otros casos de fracaso se refieren a actuaciones que no resuelven todas las presiones existentes y, por lo tanto, no son completamente exitosas. La restauración fluvial tiene mayor posibilidad de éxito cuando respeta a varias especies y a la prevención de la desaparición de otras, y cuando tiene en cuenta la cuenca hidrográfica y el contexto del ecosistema en que cada actuación individual es implementada (Palmer *et al*, 2005). El porcentaje de actuaciones de restauración monitorizadas, o monitorizadas durante un número suficiente de años, es todavía pequeño, lo que dificulta el análisis de las respuestas biológicas y, por lo tanto, la incorporación de actuaciones complementarias. Finalmente, es todavía incipiente la relación entre el acto de restaurar y el de gestionar el ecosistema, cuando ambos son complementarios y indisociables. La restauración ecológica requiere el mantenimiento de los corredores fluviales y su gestión posterior, mientras que la gestión continuada de corredores fluviales evitaría la necesidad de muchas actuaciones de restauración.

En conclusión, es necesario definir de forma científicamente adecuada y consecuente los objetivos de restauración, con definición de metas y de objetivos claros y factibles (Wyatt *et al*., 1995; Choi, 2004), pues muchos objetivos tienen rasgos de ingeniería y presuponen una trayectoria previsible, no contando con la naturaleza imprevisible del acontecer ecológico. Existen muchos proyectos de restauración en funcionamiento en los que falta la inclusión de un modelo conceptual sólido de ecosistemas fluviales, el reconocimiento de interacciones múltiples, a escala temporal y espacial de las respuestas de estos sistemas, y la monitorización constante del éxito o de los fracasos en el alcance de los objetivos después de su implementación (Gregory *et al*, 1991; Pedroli *et al*., 2002). Se trata, de hecho, de un proceso de planeamiento sistemático (Hermoso *et al*., 2012) que incorpora aspectos ecológicos y económicos en la búsqueda de la eficacia de ambos (Beechie *et al*. 2008).
De hecho, el planeamiento de las actuaciones de restauración no puede disociarse de la previsión de su eficacia frente a la retirada de las presiones detectadas, incluyendo el horizonte temporal, y los costes generados. La mayoría de estas actuaciones de restauración sirven como respuesta a varias presiones, y por eso es necesario agregar y prever las presiones e identificar las actuaciones que responden a un mayor número de estas y de forma más relevante, en un contexto de viabilidad económica y ejecutiva (figura 2).

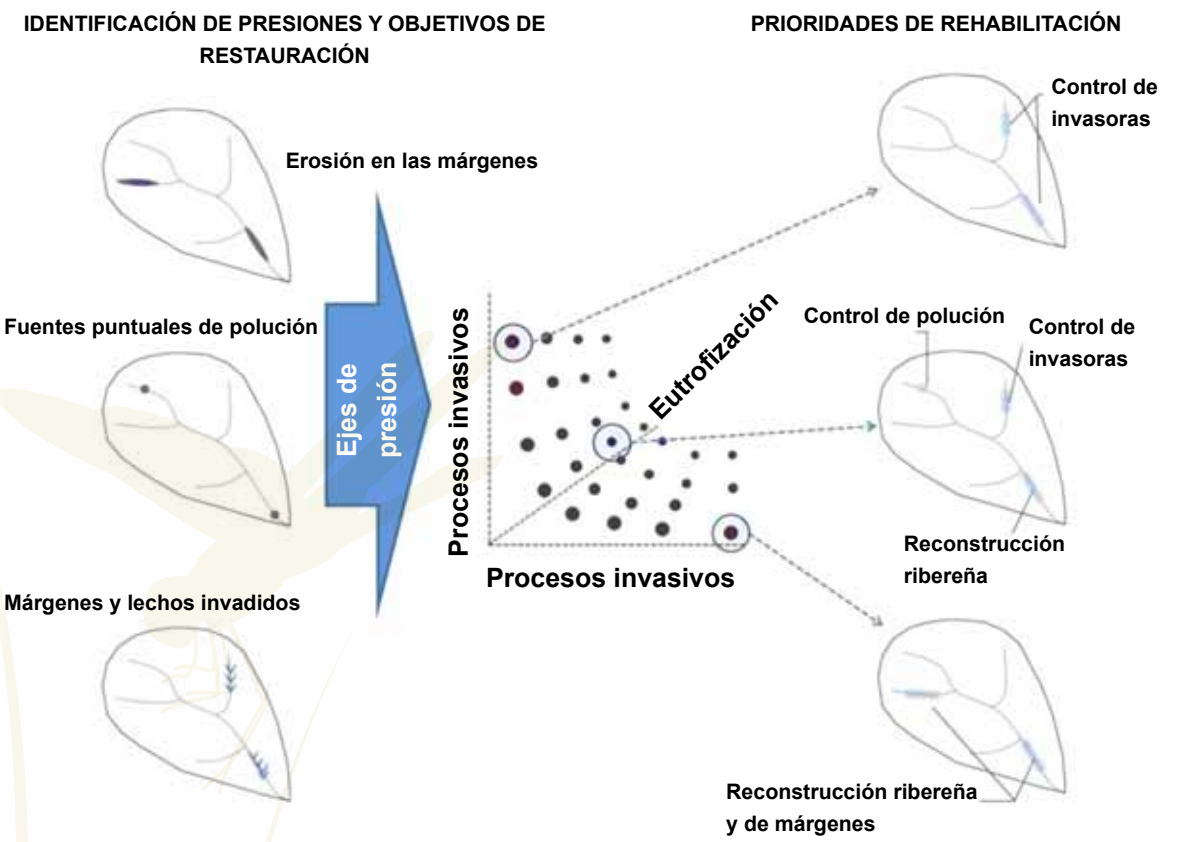


Figura 2. Integración de diferentes objetivos de intervención en función de las presiones y de las prioridades y de la probabilidad de eficacia (adaptado de Hermoso *et al*. 2012).

La restauración fluvial es un proceso de planeamiento holístico, con proyectos de costes tendencialmente ilimitados, que parte de factores múltiples y de causalidad probabilística difícil de calcular (presiones humanas y sus efectos), y que necesita, por lo tanto, una metodología de optimización ecológica y económica definida por la eficacia calculada y con límites impuestos por los costes y por la ejecutabilidad de los proyectos. Estamos todavía muy lejos de la deseable práctica de esta metodología de optimización y eficacia.

El presente libro pretende desarrollar recomendaciones y contribuir con ejemplos para la mejora: i) de la monitorización de actuaciones de restauración, de forma que sea conocida y planificada la gestión de las actuaciones de recuperación; ii) del proyecto y del planeamiento de la restauración, sus objetivos y necesidades, sus condicionantes y su ejecución; iii) de la optimización de las actuaciones de restauración (cuándo, en qué momento y con qué costes); y iv) de la conservación física, mantenimiento y gestión adaptativa del proceso de restauración y gestión de los corredores fluviales.

Key-words: river restoration, river rehabilitation, environmental planning, prioritizing actions, river management.

BIBLIOGRAFÍA

BEECHIE, T., PESS, G., RONI, P. & GIANNICO, G. 2008. Setting River Restoration Priorities: a Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. *North American Journal of Fisheries Management,* 28: 891-905.

CHOI, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward „futuristic restoration. *Ecological Research,* 19: 75-81.

Directiva 2000/60/EC Parlamento Europeu e do Conselho que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água.

FELD, C. K., BIRK, S., BRADLEY, D. C., HERING, D. KAIL, J., MARZIN A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PEDERSEN, M. L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P. F. M. & FRIBERG, N. 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research,* 44: 120-209.

FRISSELL, C. A., LISS, W. J., GRESSWELL, R. E., NAWA, R. K. & EBERSOLE, L. 1997. A resource in crisis: changing the measure of salmon management. In: *Pacific salmon and their ecosystems: status and future options*. In D. J. Stouder, P. A. Bisson, and R. J. Naiman, (eds): 411-446. Chapman and Hall, New York.

GREGORY, S. V., SWANSON, F. J., MCKEE, W. A. & CUMMINS, K. W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. *BioScience*, 41 (8): 540-551.

HERMOSO V, PANTUS F, OLLEY, J, LINKE S, MUGODO J & LEA P. 2012. Systematic planning for river rehabilitation: integrating multiple ecological and economic objectives in complex decisions *Freshwater Biology*, 57: 1-9.

JORDAN, W. R., PETERS, R. & ALLEN, E. B. 1987. Ecological Restoration as a Biological Diversity Strategy for Conserving. *Environmental Management*, 12(1): 55-72.

KONDOLF, G. M. 1995. Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration Ecology*, 3: 133–136.

PALMER, M. A., BERNHARDT, E. S., ALLAN, J. D., LAKE, P. S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C. N., SHAH, J. F., GALAT, D. L., LOSS, S. G., GOODWIN, P., HART, D. D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G. M., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL, T. K., PAGANO, L. & SUDDUTHR, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology,* 42: 208-217.

PEDROLI, B., BLUST, G., LOOY, K. & ROOIJ, S. 2002. Setting targets in strategies for river restoration. *Landscape Ecology*, 17: 5-18.

POLLARD, P. & HUXHAM, M. 1998. Viewpiont: The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecossystems,* 8: 773-792.

RONI, P., BEECHIE, T. J., BILBY, R. E., LEONETTI, F. E., POLLOCK, M. M. & PESS, G. R. 2002. A Review of Stream Restoration Techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. *North American Journal of Fisheries Management,* 22:1-20.

WOHL, E., ANGERMEIER, P. L., BLEDSOE, B., KONDOLF, G. M., MACDONNELL, L., MERRITT, D. M., PALMER, M. A., POFF, N. L. & TARBOTON, D. 2005. River restoration. *Water Resources Research,* 41: 1-12.

WYANT, J. G., MEGANCK, R. A. & HAM, S. H. 1995. A Planning and Decision-Making Framework for Ecological Restoration. *Environmental Management,* 19(6): 789-796.

YOUNG, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation,* 92: 73-83.





Larvas de mosquito (familia culícidos). Menorca
Náyade auriculada (*Margaritifera auricularia*). Río Segre, Cataluña.
Fotos: Carles Santana.

2.1 DIAGNÓSTICO. INDICADORES

METODOLOGÍAS DE DIAGNOSIS Y EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO Y LA BIODIVERSIDAD EN RESTAURACIONES FLUVIALES

Marc Ordeix[1,3], Jordi Camprodon[2,3] y David Guixé[2]

[1]Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM). Passeig del Ter, 2 E-08560 Manlleu.
marc.ordeix@mitmanlleu.org

[2]Área de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC). Ctra. De St. Llorenç de Morunys, km. 2. E-25280 Solsona

[3] Departament d'Indústries Agroalimentàries i Ciències Ambientals. Universitat de Vic. Carrer de la Laura, 13. 08500 Vic

«Hace más ruido un árbol que cae que el rumor de todo un bosque que crece».
Proverbio chino

RESUMEN

Existen numerosos indicadores hidromorfológicos y biológicos que permiten valorar el estado ecológico del espacio fluvial. Cada uno ofrece una información más o menos detallada y que permite una mayor o menor elaboración posterior, en función de su complejidad metodológica. Estos índices permiten conocer la adecuación del sistema en estudio a la Directiva Marco del Agua, la cual establece las bases para la recuperación del buen estado ecológico de los ríos y riberas, sistemas ecológicos muy vulnerables y degradados en el seno de la Unión Europea. Además, permiten planificar las actuaciones de restauración ecológica fluvial en los tramos más prioritarios, seleccionar los tramos de más interés de conservación y orientar la gestión forestal y otras actividades que afecten al espacio fluvial. Además, los indicadores permiten evaluar la efectividad o impactos de las actuaciones sobre ríos y riberas y sirven de base para la toma de decisiones en una gestión adaptativa.

Los indicadores pueden clasificarse en tres grandes tipos: de calidad hidromorfológica, de calidad fisicoquímica y de calidad biológica. Los primeros permiten caracterizar la morfología fluvial (grado de sinuosidad, pendiente del río, variaciones en anchura, profundidad del canal fluvial y tipo de valle fluvial, grado de encauzamiento y distancia entre obstáculos), la tipología de la orilla, la conectividad fluvial (índice ICF), la estimación del caudal, la heterogeneidad (índice IHF) y la calidad del hábitat (índice RHS) y del bosque de ribera (índice QBR). A estos índices pueden añadirse los inventarios ecológicos y forestales, que permiten una descripción detallada de la estructura del bosque de ribera y el índice de conservación de ríos (KT) según los cambios en el conjunto de la cuenca.

Los indicadores de calidad fisicoquímica miden distintas variables de calidad del agua, tales como la conductividad eléctrica, el pH, el oxígeno disuelto, la temperatura del agua y los nutrientes (amonio, fosfatos, nitratos, etc.). El índice de calidad del agua para la vida piscícola (IP) mide la capacidad de los sistemas fluviales para acoger poblaciones estables de peces a partir de variables fisicoquímicas del agua.
Los indicadores de calidad biológica son muy variados y se adaptan a los condicionantes de muestreo

de cada grupo de organismos. Se distingue entre bioindicadores ecológicos, que relacionan los organismos con el ecosistema y los índices bióticos, que permiten valorar el estado ecológico a partir de la riqueza y abundancia de organismos presentes. Algunos de ellos se inspiran en el índice de integridad biótica (IBI). Existen índices para fitobentos, macrófitos, vegetación riparia, macroinvertebrados acuáticos, peces, anfibios, aves y mamíferos.
Palabras clave: indicadores hidromorfológicos, indicadores biológicos, espacio fluvial, calidad hidromorfológica, calidad fisicoquímica, calidad biológica.

ABSTRACT

METHODS OF DIAGNOSIS AND ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS AND BIODIVERSITY IN RIVER RESTORATION. Numerous hydromorphological and biological information exists to assess the ecological status of the river area. Each offers more or less detailed information and allows for greater or lesser subsequent processing, depending on methodology complexity. These indices provide insight into the adequacy of the system under study in the Framework Directive on Water, which provides the basis for the recovery of the ecological status of rivers and riverbanks, ecological systems that are very vulnerable and degraded within the European Union. They also enable planning for ecological river restoration activities in priority stretches, selecting the most interesting sections and guiding forest conservation management and other activities affecting the river area. In addition, the indicators enable the assessment of the effectiveness or impact of actions on rivers and riverbanks and provide a basis for decision making in adaptive management.

The indicators fall into three broad types: the hydromorphological quality, physicochemical quality and biological quality. The former can characterize the river morphology (sinuosity, river gradient, variations in width, depth of the river channel and river valley type, degree of channelling and distance between obstacles), the type of shore, river connectivity (ICF index), the flow estimation, heterogeneity (IHF index) and habitat quality (RHS index) and the riparian forest (QBR index). In addition to these indexes we can include ecological and forest inventory, which allow a detailed description of the structure of the riparian forest and river conservation index (KT) based on changes in the whole basin.

Physicochemical quality indicators measure variables in water quality, such as electrical conductivity, the pH, dissolved oxygen, the temperature of water and nutrients (ammonium, phosphates, nitrates, etc.). The water quality index for fish life (IP) measures the ability of these systems to accommodate stable populations of fish by means of the water physicochemical variables.
Biological quality indicators are quite varied and adapted to the conditions sampled from each group of organisms. Ecological bioindicators are distinguished, that relate organisms with the ecosystem and biotic indices, which enables assessing the ecological status by means of the richness and abundance of organisms present. Some of them are inspired by the index of biotic integrity (IBI). There are indices for phytobenthos, macrophytes, riparian vegetation, aquatic macroinvertebrates, fish, amphibians, birds and mammals.
Keywords: hydromorphological indicators, biological indicators, river area, hydromorphological quality, chemical quality, biological quality.

1. INTRODUCCIÓN

A lo largo de los siglos, pero sobre todo a partir de la segunda mitad del siglo XX, la contaminación acuática y la dispersión de especies foráneas invasoras de flora y fauna se han sumado a las modificaciones morfológicas de ríos y zonas húmedas (por canalizaciones o construcción de esclusas, azudes y presas) y la captación de agua (para riego, usos energéticos o abastecimiento). Frente a este escenario, la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC; EC, 2000) apareció con el objetivo de promover el uso sostenible del agua y volver a los ambientes acuáticos de la Unión Europea, algunos de ellos mejor modificados, a un estado ecológico bueno o muy bueno.

Se entiende por estado **ecológico** aquella medida de calidad de la estructura y el funcionamiento del ecosistema acuático. El buen estado ecológico es aquel en que las comunidades biológicas son iguales o muy próximas a las que se encontrarían en condiciones inalteradas. En un buen estado ecológico, las condiciones fisicoquímicas y también la configuración del medio acuático (condiciones hidromorfológicas) deben permitir el desarrollo correcto de estas comunidades vivas. Por lo tanto, la evaluación de la calidad fisicoquímica, hidromorfológica y biológica (basada sobre todo en la composición de la flora acuática, la fauna invertebrada y los peces) determina el estado ecológico de las masas de agua.

La Directiva Marco del Agua establece que la clasificación del estado ecológico de una masa de agua se basa en el grado de desviación respeto a una condición de referencia o estado natural. Hay familias y especies sensibles a los diferentes grados de degradación de la calidad fisicoquímica y el hábitat; por eso se pueden utilizar como indicadores biológicos. El estado ecológico se evalúa en cinco categorías de calidad: malo, deficiente, moderado, bueno y muy bueno.

El estado ecológico es, pues, un concepto administrativo que tiene en cuenta la naturaleza fisicoquímica del agua y los sedimentos, las características del flujo del agua y la estructura física de la masa del agua, pero se centra en la condición de los elementos biológicos del ecosistema. El estado ecológico es un elemento esencial en la gestión de los ríos, un reflejo de la calidad del agua y el medio acuático obtenido de manera integrada a partir de la observación y el muestreo de **elementos biológicos**, hidromorfológicos y **fisicoquímicos** (figura 1). La legislación europea, sobre todo de la Directiva Marco del Agua, permite usar diversos indicadores de estado ecológico para la diagnosis previa a la realización de una actuación de restauración de las riberas fluviales o para la evaluación de actuaciones ya efectuadas.

Los bosques de ribera, uno de los sistemas naturales más diversos y ecológicamente más dinámicos y relevantes son en general uno de los ambientes más degradados por toda Europa, sobre todo en las regiones más desarrolladas y pobladas. Por estas razones, muchos hábitats de ribera han sido declarados hábitats de interés y de conservación prioritaria en el ámbito comunitario a partir de la aprobación de la Directiva Hábitats (92/43/CEE, relacionada a la conservación de los hábitats naturales y de fauna y flora silvestre; EC, 1992). Así pues, la conservación y la restauración fluviales también son un requerimiento de la Directiva Hábitats, que prevé la preservación de determinados grupos florísticos y faunísticos acuáticos y de ribera, actualmente con el apoyo de otras regulaciones europeas, como el Plan europeo de recuperación de la anguila (Reg. 1100/2007; EC, 2007), las diversas leyes de conservación de la biodiversidad (como la *Ley de Bases do Ambiente (Ley n.º 11/87, de 7 de Abril)* para Portugal o la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, para el Estado Español) o las diversas leyes de pesca continental (como la *Ley* n.*º 2 097 de 06-06-59, de Pesca en Aguas Interiores*, de Portugal, la *Ley 11/2010, de 16 de noviembre, de Pesca y Acuicultura de Extremadura* (España), y la *Llei 22/2009, de 23 de diciembre, d'ordenació sostenible de la pesca en aigües continentals*, para Cataluña).

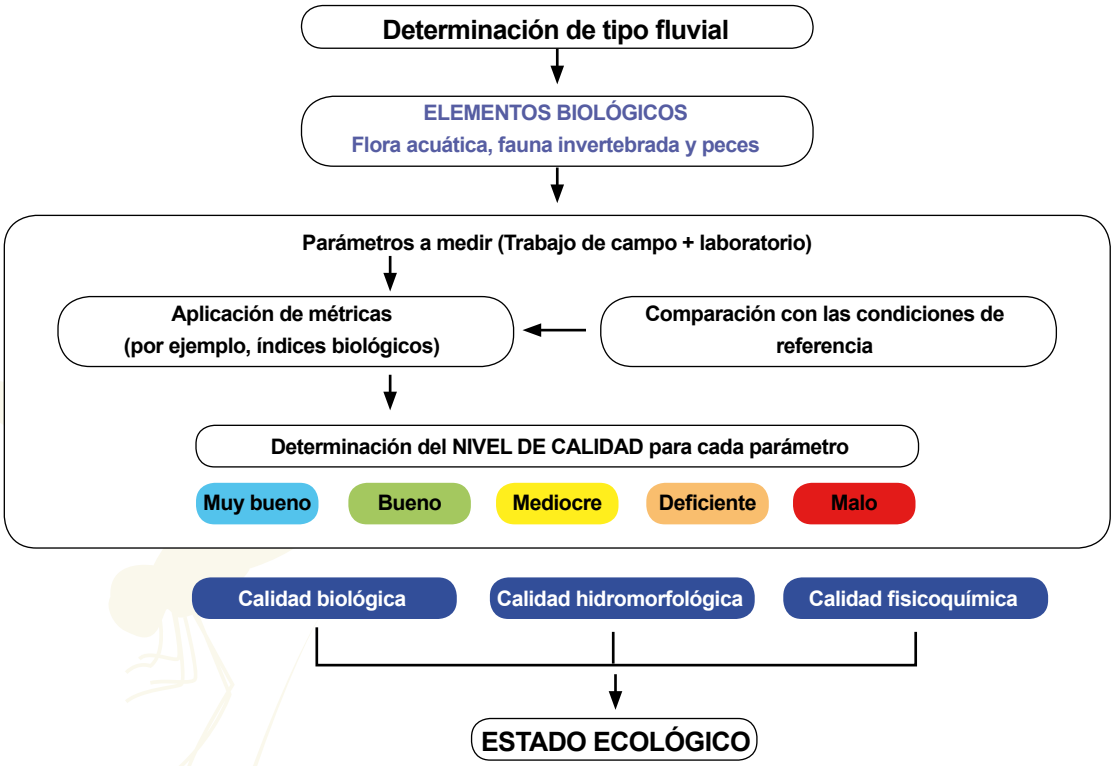


Figura 1. Pautas para la determinación del estado ecológico de ríos siguiendo las pautas de la Directiva Marco del agua (DOCE 22/12/2000), según el protocolo BIORI, de evaluación de la calidad de biológica de los ríos. Fuente: Adaptado de la Agencia Catalana del Agua (2006a).

2. DEFINICIÓN DEL ESPACIO FLUVIAL

Los ríos muestran una gran variabilidad en poco espacio: en cada tramo del río, suele haber ambientes acuáticos y tipos de vegetación dominante diferentes en función de su régimen hídrico, la velocidad del agua y las características del sedimento. Los ríos permanentes, que siempre llevan un caudal determinado, son flanqueados generalmente por una franja de vegetación exuberante, por ejemplo, constituida por alisos, sauces y fresnos. En cambio, las rieras, torrentes, ramblas y basas temporales y efímeras, que permanecen secos buena parte del año, contienen una vegetación de ribera exuberante y característica: franjas de adelfas y sauzgatillos, por ejemplo.

Muchos de estos hábitats acuáticos y de ribera están clasificados de interés comunitario y de protección prioritaria para la Unión Europea en base a la Directiva Hábitats. Esta importantísima herramienta legal comunitaria de conservación de la naturaleza aporta obligaciones de conservación de estos hábitats para todos les Estados miembros, y sirve como herramienta de ordenación territorial.

Los objetivos de la Directiva Hábitats se combinan con los de la Directiva Marco del Agua, ley fundamental para asegurar la conservación y la mejora de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. La Directiva Marco del Agua ha cambiado el concepto de gestión de los ecosistemas acuáticos, cuyo objetivo central de la gestión, actualmente, es la conservación y rehabilitación del buen estado ecológico, que incluye la conservación y la restauración del

espacio fluvial, y no sólo de la calidad del agua. Tanto el cauce como las riberas fluviales deben ser conservados y restaurados. Por eso se proponen herramientas para realizar una diagnosis de calidad de todo el espacio fluvial y para tipologías bien variadas de cursos de agua.

Se puede delimitar el espacio fluvial mediante diversos criterios, partiendo de fundamentos ecológicos, hidráulicos (ver también el capítulo 3.2) y/o administrativos. La **ribera** se define básicamente como la franja próxima al curso de un río o a la superficie de un estanque, que abraza el límite superior de la zona inundable; el agua sólo la ocupa totalmente durante las inundaciones de período de retorno más elevado. En la figura 2 se muestran las diversas partes del espacio fluvial y la nomenclatura que se aplica en Cataluña en ámbitos administrativos o científicos.

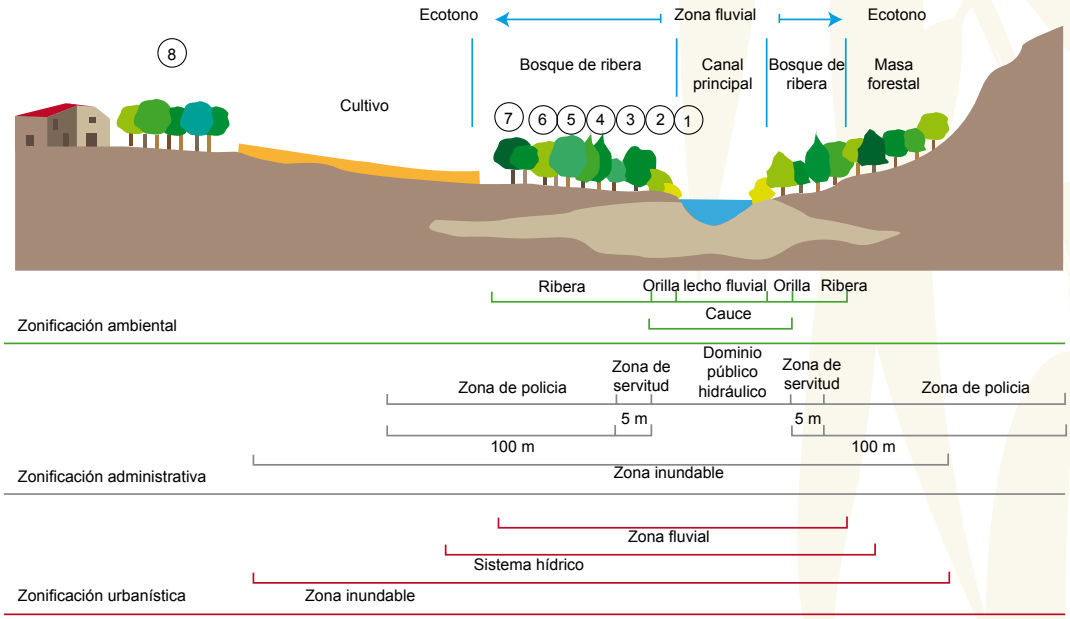


Figura 2. Subdivisions de l'espai fluvial emprades habitualment en el planejament urbanístic. Font: Prat *et al*., 2008.

La Ley de Aguas del Estado Español (*Ley 46/1999, de aguas, de 13 de diciembre, por la cual se modifica la Ley 29/1985, de 2 de agosto*) subdivide el espacio fluvial. Establece el denominado **Dominio Público Hidráulico**, con un reglamento asociado, pero su delimitación, que podría facilitar la aplicación de una política efectiva de protección de los ríos, está aún pendiente a muchos tramos fluviales. El Dominio Público Hidráulico está constituido por la zona inundable ordinaria, o sea, aquella que es ocupada en un momento u otro, de media, como mínimo cada 10 años. Inmediatamente, le sigue la **Zona de Servidumbre**, de 5 metros de anchura, para el uso público, que a la vez queda incluida a la **Zona de Policía**, de anchura superior, 100 metros (ver figura 8 del capítulo 3.2). El uso del suelo y las actividades que se hagan quedan condicionados tanto en el Dominio Público Hidráulico como en la Zona de Policía.

Se prohíben un seguido de actuaciones:

- Vertidos líquidos que, directa o indirectamente, contaminen las aguas;
- Residuos sólidos que puedan constituir un peligro de contaminación;
- Efectuar actividades que puedan degradar la zona.

Es necesario disponer de concesión y autorización administrativa previa en todo un conjunto de

actividades del Dominio Público Hidráulico. Por ejemplo, en el caso de Cataluña son otorgados por la Agencia Catalana del Agua (ACA), para las Cuencas Internas de Cataluña, y la Confederación Hidrográfica del Ebro, para la cuenca de este río y la Val d'Aran.

En la Zona de Policía sólo es necesario el otorgamiento de concesión o autorización administrativa previa a la alteración sustancial de su relieve natural. En la Zona de Servidumbre es también necesario el permiso para la plantación de especies arbóreas. No se puede edificar excepto en casos muy justificados.

Esta clasificación fruto de la Ley de Aguas estatal española se encuentra superpuesta, en el caso de Cataluña, por la zonificación de la normativa urbanística, que subdivide el río en **Zona Fluvial**, **Sistema Hídrico** y **Zona Inundable** (ver la figura 2), definidas por la franja delimitada por la línea de cota de inundación de la avenida de período de retorno 10, 100 y 500 años, respectivamente. Esta denominación se describe al Reglamento de la *Ley de Urbanismo* (*Decreto 305/2006*), que incorpora los criterios de delimitación del espacio fluvial atendiendo a criterios de inundabilidad.

De manera genérica, se define el **espacio fluvial** como la franja próxima al curso fluvial y afectado por sus aguas en los momentos de grandes riadas. Esencialmente, se define como el área donde acontecen todos los procesos relacionados con el funcionamiento del río a todas las escalas espaciales (de milímetros hasta kilómetros) y temporales (de segundos hasta miles de años). El espacio fluvial incluye el valle fluvial por donde transcurre el río, las terrazas fluviales que reflejan la actividad geomorfológica del río, los bosques de ribera adyacentes y que dependen del agua del río, y el acuífero subterráneo con el cual está conectado.

Concretamente, el espacio fluvial supera, pues, el espacio del Dominio Público Hidráulico establecido a partir de los criterios hidrológicos marcados por la Ley de Aguas española, e incluye la denominada Zona Inundable de la normativa urbanística catalana. Incorpora las áreas adyacentes que, todo y no ser propiamente fluviales, son muy próximas y sufren o pueden sufrir de una manera u otra la influencia fluvial o, al inrevés, pueden afectar directamente a la zona fluvial según las actividades que se desarrollen.

3. METODOLOGÍAS APLICABLES

La determinación del estado ecológico y la biodiversidad para la diagnosis previa a la realización de una actuación de restauración de las riberas fluviales o para la evaluación de actuaciones ya efectuadas se basa sobre todo en los **protocolos de evaluación de la calidad hidromorfológica de los ríos** (Bain & Stevenson, 1999; Hauer & Lamberti, 2006; HIDRI, ACA, 2006b) y la **calidad biológica de los ríos** (BIORI, ACA, 2006a). El procedimiento básico de muestreo y análisis de los datos se puede consultar en las páginas web del Área de Medio Ambiente de la Diputación de Barcelona (http://www.diba.es/mediambient/quri.asp), la red Ecostrimed (http://www.ecostrimed.limpio) y la Agencia Catalana del Agua (http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva/protocols.jsp). De manera sintética y muy aclaratoria, también se muestra al manual de diagnosis ambiental de los espacios fluviales (Prat *et al.*, 2008).

Para la obtención y el tratamiento de datos de biodiversidad se pueden escoger varios grupos bioindicadores. Por ejemplo, en el proyecto Ricover se efectuaron muestreos de grupos florísticos y faunísticos representativos de diversos tramos fluviales: macroinvertebrados acuáticos, peces,

anfibios, aves, quirópteros, pequeños mamíferos y grandes mamíferos (ver capítulo 4.12; Boada *et al.*, 2008; Elosegui & Sabater, 2009).

3.1. Indicadores de calidad hidromorfológica

La morfología fluvial se caracteriza a partir de parámetros diferentes. Algunos sólo se usan como información descriptiva del tramo; otros también se utilizan para evaluar la calidad morfológica de los ríos. Esto incluye las redes de control para tener las masas de agua y, por defecto, las restauraciones efectuadas bien caracterizadas y poder detectar cambios a medio y a largo plazo (ACA, 2006b).

La calidad hidromorfológica se evalúa usando una serie de parámetros que permiten describir de manera genérica las características hidromorfológicas de cada tramo o subtramo. Se trata esencialmente del grado de sinuosidad del río, la pendiente media del río, las variaciones en anchura y profundidad del canal y, finalmente, el tipo de valle fluvial (ACA, 2006b).

Para evaluar el impacto de la presencia de endagamientos y/o obstáculos a la conectividad longitudinal (enclusas, azudes, presas, bases de puente, etc.), se añaden, por ejemplo, la distancia al obstáculo, superior e inferior, el grado de endagamiento del cauce y el índice de conectividad fluvial (ICF; Solà *et al*., 2011).

Así mismo, el papel de la vegetación de la ribera y la calidad de otros hábitats naturales es esencial, motivo por el cual se evalúan también índices de calidad del bosque o la vegetación de ribera (como el QBR (Munné *et al.*, 1998; ACA, 2006b), IVF (ACA, 2006a) e IVR (Ferreira *et al*., 2005)), estaciones forestales y índices de calidad del hábitat acuático (IHF; Pardo *et al.*, 2002) y del conjunto fluvial (RHS; Raven *et al*., 1998).

Esta información es de una gran importancia tanto para plantear actuaciones de restauración como para evaluar la evolución. Si se combinan estos indicadores juntamente con otros componentes geográficos propios de un sistema de información geográfica, también se puede calcular el índice de restauración KT (Cortés *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2007).

3.1.1. Caracterización de la morfología fluvial

La morfología se determina por medio del estudio de elementos asociados a la geometría del canal fluvial (grado de sinuosidad, pendiente del río, variaciones de la anchura y la profundidad del canal fluvial y tipo de valle fluvial) y en algunas alteraciones, concretamente el grado de encauzamiento (ACA, 2006b; Prat *et al*., 2008) y la distancia entre obstáculos, superior e inferior.

a) Grado de sinuosidad: el grado de sinuosidad (SI) se basa en las tipologías de canal y los cálculos de Pedersen *et al.* (2004). Primeramente, se tipifica el tramo en rectilíneo, sinuoso, meandriforme o trenzado. Para las 3 primeras categorías (rectilíneo, sinuoso y meandriforme), el grado de sinuosidad se puede calcular a través de medidas en SIG de la longitud del canal principal y de la longitud de una línea recta que siga el valle o terraza baja del río. Entonces, la sinuosidad (SI) se calcula según la formula siguiente:

SI = longitud del canal principal / distancia en línea recta a lo largo del valle fluvial

Y el grado de sinuosidad se clasifica según una de las tres categorías de la tabla 1.

Tabla 1. Clasificación del grado de sinuosidad (Pedersen *et al*., 2004).

Valor de SI	Grado de sinuosidad
1,00 -1,05	Recto
1,05 – 1,50	Sinuoso
> 1,50	Meandriforme

b) **Pendiente del río**: la pendiente media del canal fluvial se calcula como la diferencia (en metros) en elevación entre dos puntos del sistema fluvial dividido por la distancia (en km) que los separa. La pendiente se puede calcular a partir de análisis con SIG usando las dimensiones indicadas en la tabla 2.

Tabla 2. Distancia entre puntos para calcular la pendiente en función de las dimensiones del río (ACA, 2006b).

Tamaño del sistema fluvial	Distancia entre puntos para cálcular la pendiente (m)
Ríos pequeños (orden Strahler 1-2)	2.000
Ríos medianos (orden Strahler 3-4)	5.000
Ríos grandes (orden Strahler >4)	10.000

c) **Variaciones de la anchura y la profundidad del canal fluvial**:
La **variación de la anchura** (Var An) se define (ACA, 2006b) como la relación entre la dimensión máxima y mínima del canal fluvial (zona de crecidas ordinarias o dominio público hidráulico) en todo el tramo del estudio. La anchura es la distancia entre el margen derecho e izquierdo (entre ambas orillas) perpendicular a la dirección del flujo, de forma independiente a las islas que pueda haber. En grandes ríos estas dimensiones se pueden calcular con la ayuda de un sistema de información geográfica (SIG).

Var An = Anchura_máxima (m) / Anchura_mínima (m)

Esta relación permite establecer diferentes categorías de variación en anchura, como se indica en la tabla 3.

Tabla 3. Categorías según la variación en la anchura del canal fluvial (ACA, 2006b).

Variación de la anchura
Muy elevada (>2,00)
Elevada (1,51 – 2,00)
Moderada (1,26 – 1,50)
Baja (1,11 – 1,25)
Muy baja (1,00 – 1,10)

La **variación de la profundidad** (Var Prof) se valora (Pedersen *et al.*, 2004; ACA, 2006b) a través de un transecto transversal en el río para calcular la sección, y de la apreciación visual durante la

inspección a lo largo del tramo. El transecto debe hacerse preferiblemente en zonas de rápidos e incluir la medida tanto de la anchura del río en el momento del muestreo como de la anchura del cauce (*bankfull* en terminología anglosajona, ver capítulo 3.2). El cauce se puede estimar como la distancia entre el nivel máximo del agua a la orilla derecha y el nivel máximo a la orilla izquierda durante las crecidas ordinarias (coincidiendo con los márgenes externos del denominado Dominio Público Hidráulico). En sistemas fluviales con valles muy llanos, este parámetro puede ser estimado a partir de las líneas de detritus depositados por el sistema durante las riadas. La variación en profundidad se determina baja, media o elevada, dependiendo de la variación de la profundidad a las secciones medidas y de acuerdo con la figura 3.

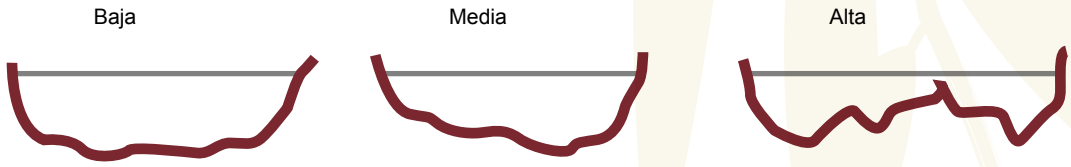


Figura 3. Categorías según la variación de la profundidad del canal fluvial (Pedersen *et al*., 2004).

d) Tipo de valle fluvial: se asigna por medio de los tipos de la figura 4, en una de las siguientes categorías: *y*) poza; *ii*) forma de V; *iii*) forma de U estrecha; *iv*) forma de U ancha; *v*) no perceptible; *vi*) asimétrica (Pedersen *et al.*, 2004; ACA, 2006b).

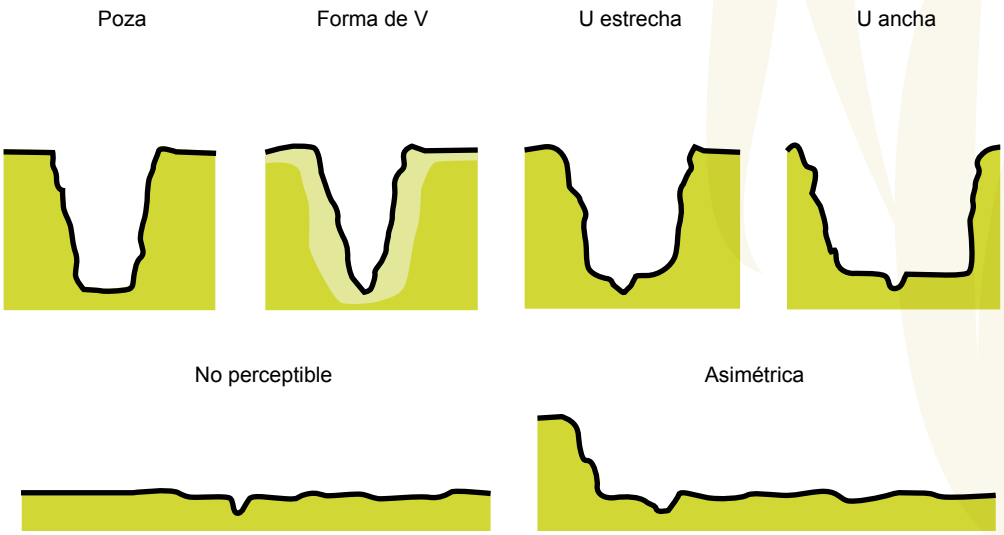


Figura 4. Tipos de valles fluviales I (Pedersen *et al*., 2004).

e) Grado de encauzamiento (ACA, 2006b): se evalúa a partir de la determinación de la proporción de tramo afectado por encauzamientos (obras o intervenciones de condicionamiento hidráulico del río) respeto de la longitud total del tramo evaluado, considerando las características de los encauzamientos existentes.

Se determina un valor cuantitativo del nivel de encauzamientos en base a la longitud total del tramo de estudio y de la longitud de diversos tramos encauzados, ponderada por el tipo de encauzamiento, según si afecta a una o a ambas orillas (si afecta a las dos orillas se computa como dos veces la longitud del encauzamiento), y según el tipo de encauzamiento.

No es necesario que la persona que rellene la hoja de campo tenga una formación especializada, más allá de estar familiarizada con las características de los encauzamientos fluviales. Es un método sencillo, fácil y rápido de aplicar que permite hacer una valoración a gran escala de la morfología fluvial. El protocolo se puede consultar en http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva/protocols.jsp

f) **Distancia entre obstáculos, superior e inferior**: para cada tramo de muestreo, se calcula la distancia en metros, superior e inferior, al obstáculo transversal presente más próximo.

3.1.2. Tipología de la orilla

La orilla, la parte sumergida permanentemente o temporal, representa la interfase entre la vegetación de ribera y el cauce o lámina del agua del río. Esta interfase es de importancia vital para el refugio y la reproducción de las poblaciones de peces y macroinvertebrados acuáticos. Por consiguiente, su medida puede aportar una relación entre los valores obtenidos en los muestreos de macroinvertebrados y peces y los de calidad estructural del bosque de ribera.

Para conocer la tipología de la orilla del río en cada tramo (margen y línea de la orilla, equivalentes a los términos anglosajones *streambank* y *shoreline,* respectivamente) se siguen los criterios de evaluación de Stevenson & Mijos (1999). Las técnicas seleccionadas para evaluar la tipología de la orilla se basan en la observación visual y el uso de determinados instrumentos.

Solo hay que usar una vara metálica y un clinómetro. Se selecciona un tramo de entre 5 y 7 veces la anchura media del canal y se identifican puntos de medida separados uniformemente (por ejemplo, cada 5 metros) para proporcionar 10 o más medidas por transecto:
- Si hay pendiente, se mide el ángulo del margen;
- Su hay balma (abrigo), se miden tres elementos: el ángulo del margen (A1), la profundidad de del abrigo (X1) y la profundidad del agua al extremo exterior de la balma (Y1).

Cada serie de medidas suele incluir tanto la orilla con pendiente como la orilla con abrigos. Se obtendrá la media de todos los ángulos medidos para obtener el ángulo medio de la orilla, las profundidades de las balmas y las profundidades del agua al extremo exterior de las balmas (considerando el valor de 0 en los casos que no haya balmas).

3.1.3. Índice de Conectividad Fluvial (ICF)

Tal como está definido por la Directiva Marco del Agua, el buen estado ecológico obtenido observando la conectividad longitudinal sólo puede ser alcanzado cuando la migración de los organismos acuáticos y el transporte de compuestos químicos y sedimentos no estén alterados. La conectividad longitudinal de los ríos es, pues, uno de los atributos de calidad hidromorfológica que la Directiva Marco del Agua requiere que evaluar.

Se han desarrollado muchos métodos para evaluar la integridad de las condiciones hidrológicas y morfológicas, casi no hay ninguno centrado en la conectividad longitudinal de los ríos. Los métodos empleados para evaluar las características hidromorfológicas en los ríos europeos, como el RHS al Reino Unido (Raven *et al.*, 1998) –y sus adaptaciones posteriores a muchos otros países-, SERCON en Escocia (Boon *et al.*, 1997 y 1998), SEQ-Physique de Francia (*Aseas del Eau*, 2002), LRS en Alemana (Fleischhacker & Hern, 2002), DSHI en Dinamarca (Pedersen & Baattrup-Pedersen, 2003) o incluso la norma CEN rule (CEN, 2010) aprobada recientemente, a pesar que registran la presencia de obstáculos transversales, no cuantifican el grado en el que los obstáculos afectan a la conectividad del río para los peces.

En este sentido, pues, es importante destacar la revisión reciente del Índice de Conectividad Fluvial (ICF; Solà *et al.*, 2011), que se planteó inicialmente para su uso en aguas continentales de Cataluña, pero de manera que se pueda adaptar fácilmente a la fauna acuática de otras regiones geográficas. EL ICF, a pesar que sólo considera los peces y no otros compartimientos afectados (agua y sedimentos), discrimina cinco categorías de permeabilidad, cosa que ayuda a la integración de este método de evaluación de la conectividad fluvial con otros elementos de calidad hidromorfológica en el contexto de la Directiva Marco del Agua, por eso se creó como parte integrada del protocolo de evaluación de la calidad hidromorfológica de los ríos de Cataluña, el protocolo denominado HIDRI (ACA, 2006b), que incluía una versión preliminar del ICF.

A la hora de comprobar la eficacia de los dispositivos de paso para peces existen diversas alternativas metodológicas, generalmente complementarias, pero ninguna de ellas suele ser suficiente por si misma para comprender el funcionamiento de estas infraestructuras. Al mismo tiempo, a causa de la gran variedad de situaciones que se pueden dar, algunos de los métodos no son siempre aplicables y por eso hay que valorar detenidamente diversas posibilidades metodológicas en función de factores como el caudal, el tipo de dispositivo de paso para peces, las características de los peces, etc., y también de los recursos técnicos y económicos disponibles.

La evaluación de la eficacia de un dispositivo de paso para peces efectúa mediante la estimación directa o indirecta de la tasa de permeabilidad de cada especie de pez presente potencialmente, por medio de distintas técnicas (Lucas & Baras, 2001; Travade & Larinier, 2002; Marmulla & Welcomme, 2002; Roni, 2005; Santo, 2005; Ordeix *et al.*, 2011). Estas técnicas requieren el muestreo de la población de peces y, a veces, la aplicación de métodos de marcaje y recaptura. Para su aplicación es imprescindible un conocimiento previo de la fenología de las especies, entre otros motivos para que los desplazamientos migratorios de los peces en los ríos normalmente están concentrados en determinadas épocas del año (Rodríguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 2006) y la aplicación de determinados métodos depende de varios factores (Lucas & Baras, 2001), tales como los aumentos de caudal (Welcomme, 1980; Jonsson, 1991; Roni, 2005). Estos métodos requieren una cierta inversión en equipos y personal en un período determinado de seguimiento, que los hace útiles y necesarios para ser empleados en casos concretos (por ejemplo, para conocer el grado de franqueabilidad real de un obra hidráulica o un dispositivo de paso para peces concreto), pero que dificulta su aplicación generalizada a escala de toda una cuenca.

La evaluación preliminar de la eficacia de un dispositivo de paso para peces se puede fundamentar, pues, en el cálculo del Índice de Conectividad Fluvial (ICF; Solà *et al.*, 2011). Los datos concesionales y constructivos del obstáculo transversal al río (la altura, el tipo de material del que está hecho, la pendiente, etc.), sus características hidrológicas y las de su dispositivo de paso para peces (si dispone), complementadas con una imprescindible visita de campo, deben permitir completar una base de datos para cada uno de ellos y permitir el cálculo de este índice de conectividad.

El índice de Conectividad Fluvial (ICF) deriva de una primera versión del mismo índice (protocolo HIDRI; ACA, 2006), que ha estado revisada y probada entre los años 2006 y 2010. Esta nueva versión del ICF ha estado desarrollada por la Agencia Catalana del Agua en convenio con el Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter.

EL ICF es una buena herramienta por conocer, de manera simple, la posibilidad que un obstáculo fluvial sea franqueable o no para la ictiofauna, para diagnosticar la conectividad longitudinal, pero

también para orientar las medidas correctoras de mejora de la calidad hidromorfológica. Se basa en los rasgos biológicos y ecológicos de las especies autóctonas de peces presentes potencialmente a cada sector para evaluar. Permite obtener una evaluación de la conectividad longitudinal de los ríos para grandes áreas con una relación buena de coste y efectividad.

EL ICF consta de tres grandes bloques, que incluyen la evaluación del obstáculo, el o los dispositivos de paso para peces asociados, si hay, y la estimación de diferentes moduladores. Finamente, el ICF clasifica el nivel de conectividad en cinco rangos, de muy buena a mala, en función del grado de franqueabilidad para los diversos grupos de especies de peces presentes potencialmente. Este grado es evaluado independientemente para cada grupo en función de su capacidad de superar obstáculos saltando, nadando o reptando.

Los resultados de los diferentes bloques ofrecen una información valiosa y precisa del tipo y magnitud del problema que causa cada obstáculo, y por lo tanto, pueden ser empleados adecuadamente para orientar medidas correctoras. Los resultados del ICF también pueden usarse para identificar áreas prioritarias para la restauración. Algunos de los métodos que existen actualmente para priorizar las medidas de restablecimiento de la conectividad fluvial (Pini Prato, 2007; Mader & Maier, 2008) pueden ser adaptados y complementados con el uso del índice ICF (ACA, 2009).

3.1.4. Estimación del caudal

En algunos puntos de un tramo fluvial, es útil realizar una estimación del caudal mediante un transecto transversal. El caudal se mide de manera directa de acuerdo con el método velocidad-área (Hauer & Lamberti, 2006) y por medio de un correntómetro de molinillo (figura 5).



Figura 5. Presa con una mala conectividad longitudinal, que impide las migraciones de la práctica totalidad de individuos de todas las especies de peces autóctonos (arriba), restauración de la conectividad longitudinal en un río por medio del derribo parcial de una presa, que permite restaurar los desplazamientos de la práctica totalidad de los individuos de todas las especies (en medio) y rehabilitación de la conectividad longitudinal en un sector de río por medio de un buen dispositivo de paso para peces próximo a la naturaleza (concretamente, una rampa para peces) en una presa, que permita el tránsito de la mayoría de los grupos de pez presente potencialmente y en prácticamente cualquier situación hidrológica (abajo) Ilustraciones de Acíclic, a partir de Ordeix, Brecha & Lobet (2007).

3.1.5. Índice del Hábitat Fluvial (IHF)

EL Índice de Hábitat Fluvial (IHF) (Pardo *et al.*, 2002) es un índice de evaluación de la heterogeneidad de los hábitats fluviales presentes en un tramo de río. Aparte de integrar si un río es muy diverso o pobre en hábitats, el IHF se hace servir sobre todo para poder garantizar la aplicabilidad de los índices biológicos basados en macroinvertebrados acuáticos; por eso se aplica al mismo tramo y a la vez que se ponen en marcha los muestreos de macroinvertebrados acuáticos.

Este índice tiene en cuenta diferentes características del hábitat fluvial que influyen en la distribución de los organismos acuáticos, como el grado de inclusión del sedimento, la frecuencia de rápidos, la composición del sustrato, los regímenes de velocidad/profundidad, el porcentaje de sombra sobre el cauce, los elementos de heterogeneidad y la cobertura de la vegetación acuática.

Este parámetro es importante para conocer la potencialidad de un tramo de río para el mantenimiento de una determinada diversidad biológica. Así pues, valores elevados de este índice garantizan que la categoría de calidad obtenida a partir de los índices biológicos serán indicadores de la calidad fisicoquímica del tramo de estudio durante los últimos días. Los resultados del IHF no expresan estrictamente un nivel de calidad, pero su determinación es importante para valorar si el resultado del muestreo biológico se ve alterado de manera significativa por la morfología fluvial (si el IHF < 40). A pesar que no está diseñado para evaluar la calidad del ecosistema fluvial por si mismo, el IHF a menudo es indicador de perturbaciones que pueden degradar el hábitat fluvial sin alterar la calidad fisicoquímica del agua, como el vertido de sedimentos, la falta de caudal, las extracciones de áridos o las afectaciones sobre la vegetación de ribera.

La valoración se lleva a cabo sobre la base del estudio de siete características diferentes referentes al estado del hábitat fluvial:

- Inclusión de rápidos y sedimentación a las pozas.
- Frecuencia de rápidos.
- Composición del sustrato y tamaño de las partículas.
- Regímenes de velocidad/profundidad.
- Porcentaje de sombra sobre el cauce.
- Elementos de heterogeneidad.
- Cobertura y diversidad de la vegetación acuática.

Cada uno de estos bloques se puntúa de manera independiente. La suma de los subapartados da el valor total del índice entre 0 y 100 puntos.

3.1.6. *River Habitat Survey* (RHS)

El *River Habitat Survey* (RHS) (Raven *et al.*, 1998), desarrollado en el Reino Unido desde el año 1993, es otro método, más complejo, para evaluar el estado y la calidad del hábitat fluvial. El índice RHS se aplica a tramos de 500 metros. En cada tramo se miden 10 perfiles en puntos escogidos al azar, donde se observan variables diversas: el tipo de sustrato, el tipo de flujo, la vegetación acuática, características de la erosión o sedimentación en el cauce del río, la estructura morfológica y los usos del suelo en cada lado del río. La calidad del hábitat se evalúa a partir de la diversidad de estos caracteres mediante un análisis de componentes principales (ACP).

Se divide cada uno de los tramos en 10 partes iguales y en cada una de estas partes se escogen un metro al azar, donde se toman los datos de un perfil concreto. Los resultados comprenden dos

partes. Una consiste en la evaluación de la calidad del hábitat (***Habitat Quality Assessment Score*** o HQAS); se obtiene comparando los datos obtenidos con otros de puntos con diferentes niveles de calidad del hábitat, con puntuaciones máximas de 100. Indica, de manera general, la diversidad de hábitats ribereños existentes en el sector analizado. A mayor puntuación, más elevada será la categoría de calidad del hábitat ribereño.

La otra parte del índice RHS, el grado de alteración o modificación del hábitat (***Habitat Modifications Score*** o HMS), indica el grado de modificación del río y la presencia de estructuras artificiales en el tramo analizado. Valora la presencia de infraestructuras, construcciones y otras alteraciones del hábitat fluvial. Cuanto más elevado, más grande es el grado de artificialización. Sus valores oscilan entre el 1 (hábitat prístino o seminatural), 2 (predominantemente no modificado), 3 (modificado visiblemente), 4 (modificado significativamente) y 5 (modificado severamente).

3.1.7. Calidad del bosque de ribera (QBR)

La vegetación de ribera es parte integral del ecosistema fluvial y desarrolla un papel muy importante, que define el tipo de río y su conservación. La vegetación de ribera contribuye a mejorar la calidad fisicoquímica del agua (puede retener una parte muy importante de los nutrientes), es una fuente de materia orgánica en forma de hojarasca, ramas, etc., alimento y refugio para una parte de la fauna acuática; tiene un papel clave en la conservación de la biodiversidad y proporciona una gran cantidad de ambientes o hábitats entre el río y el bosque adyacente a la zona aluvial. Al mismo tiempo, desde el punto de vista cultural, tiene una gran belleza paisajística.

El índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Munné *et al.*, 1998; ACA, 2006b) califica el ecosistema de ribera con valores entre 0 y 100. A esta puntuación se llega considerando cuatro características del sistema de ribera (cada una de ellas valorada de 0 a 25 puntos). El observador identifica las especies vegetales principales y las condiciones de la ribera y la orilla de un tramo de unos 100 metros de longitud aproximadamente, siguiendo los pasos del protocolo. Se acostumbra a calcular en primavera. Es recomendable hacer una fotografía del lugar y situarlo geográficamente con coordenadas UTM. Para evaluar correctamente la riqueza de especies se hace un listado de los árboles y de los arbustos de ribera presentes en el tramo evaluado.

El índice está subdividido en cuatro apartados descriptivos del nivel de conservación del tramo fluvial (cada uno de los apartados puntúa de 0 a 25):

- Grado de cobertura vegetal de la zona de ribera.
- Estructura de la cubierta.
- Naturalidad y complejidad de la cubierta (riqueza de especies).
- Grado de naturalidad o de alteración del canal fluvial.

No es necesario que la persona que rellene la hoja de campo tenga una formación muy especializada más allá del conocimiento básico de las especies de helófitos, arbustos y árboles de ribera.

3.1.8. Inventarios forestales

Los inventarios forestales permiten una caracterización detallada de la estructura del bosque de ribera. Para obtener una buena estima de la heterogeneidad espacial se recomienda hacer entre dos y tres estaciones forestales circulares de 10-15 m de radio. Se emplazan perpendiculares al cauce, una en primera línea del bosque de ribera y una o más en segunda línea, con una separación de 30-50 m entre los centros de cada estación, emplazadas en la vertical o diagonal de la primera.

Se miden las variables dasométricas y ecológicas principales: distribución diamétrica por cada especie de árbol (para simplificar se pueden tomar en clases de 5 en 5 cm), altura dominante del arbolado, estratificación vertical de la vegetación, según estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo), o siguiendo una progresión geométrica de alturas (0-25 m, 50-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-8 m, etc.), cobertura de las plantas más abundantes (arbóreas y arbustivas sobre todo) y volumen y calidad de la madera muerta (ramaje seco en pie, árboles muertos con ramas, árboles muertos sin ramas, troncos). Se pueden añadir datos complementarios como el cómputo del regenerado de especies arbóreas principales y el estado de salud de los árboles (número de pies o copas afectadas por enfermedad o plaga). Para ampliar la metodología básica para realizar inventarios forestales se puede consultar el manual clásico de Pita (1973).

El inventario, lo puede hacer una única persona, pero mejor si se cuenta con dos: una para tomar las medidas y la otra para apuntarlas. Según el número de variables a tomar, un equipo de dos personas dedica entre 15 y 25 minutos por estación. Las coberturas se estiman a ojo en un radio de unos 25 metros (también se puede optar por tomar una foto hemisférica con un objetivo ojo de pez para tener una lectura objetiva del vuelo arbóreo, pero el tratamiento posterior, mediante un software específico, es más laborioso). Los diámetros del tronco se toman a 1,3 m del suelo (diámetro normal o a la altura de pecho) con le ayuda de una cinta métrica o de una forcípula forestal. La altura dominante se calcula con un hipsómetro a partir de los 3-5 árboles más gruesos de la masa. El centro de cada parcela se marca con pintura al tronco de un árbol y se localiza con un GPS. En parcelas permanentes se puede optar por marcar el centro enterrando un cilindro metálico que debe localizarse al volver a la parcela mediante un detector de metales. Dos cintas métricas o cuerdas de longitud conocida servirán para marcar los límites de cada cuadrante de la parcela circular.

Para caracterizar bien una masa arbolada se deben inventariar de 3 a 4 grupos de estaciones/10 ha (un grupo = una estación de primera línea + n estaciones de segunda línea). El inventario forestal es útil especialmente para conocer con detalle la estructura del bosque de ribera y permite ir más allá que los índices de vegetación de ribera más conocidos. No obstante, requiere un mayor esfuerzo en tiempo y una cierta práctica. Es imprescindible en los planes de gestión o de restauración forestal y muy recomendable si se quiere relacionar la composición y estructura del bosque con otros indicadores o variables biológicas (por ejemplo aves u otros grupos de organismos). El número de variables a medir se fijará en función de los objetivos perseguidos y del esfuerzo de muestreo (figura 6).



Figura 6. Fotografía hemisférica para determinar la luz incidente sobre el sotobosque.
Foto: Jordi Camprodon.

3.1.9. Índice de conservación de ríos (KT)

Se asume que la vegetación ribereña responde a los cambios de uso de los terrenos más próximos y del conjunto de la cuenca. La degradación de las riberas fluviales (por fragmentación, reducción de la anchura de la ribera, cambios en lo estructura vertical, etc.) puede ser cuantificada por descriptores del paisaje a través de patrones espaciales, que al mismo tiempo reflejan los procesos ecológicos. El índice de conservación de ríos KT (Cortés *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2007) permite desarrollar un mapa del estado de conservación de los sistemas fluviales con el propósito de identificar los tramos degradados y el tipo de presiones al que se encuentran sujetos. Sugiere las medidas de recalificación y restauración necesarias a escala de tramo y de cuenca, aparte de incorporar también las presiones a las que se encuentran expuestos.

La metodología de este índice se basa en los apartados siguientes:

1. Dividir la red fluvial en unidades hidrogeomorfológicas (UFH). Las UFH son la geología, la precipitación media anual, la altimetría y la clasificación de los órdenes de Strahler.
2. Combinar las variables UFH con variables que representan presiones antropogénicas (Ki´s): densidad de la población humana, densidad de carreteras, etc (ver tabla 4).
3. Calcular el índice KT para cada tramo fluvial (*KT = SKi / nKi*).
4. El KT se puede validar: las presiones antropogénicas van asociadas a la respuesta ecológica.
4. Identificar los tramos más degradados y proponer medidas de recalificación y restauración, teniendo en cuenta las presiones a las que están expuestos.

Finalmente, el índice KT califica el ecosistema de ribera en cinco categorías de calidad.

Tabla 4. Variables que representan presiones antropogénicas (Ki´s) empleadas en el cálculo del índice de conservación de ríos KT (Cortés *et al.*, 2002).

Variables de presión	Características de las variables	Justificación	Clasificación
K1 - Asentamiento urbano (hab/km^2)	En función de: - Tamaño del asentamiento urbano - Proximidad a los tramos (*buffer* 1km)	0 1-100 100-400 400-2000 2000-4000	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre
K2 – Vías de comunicación (Km/Km^2)	En función de: - Kilómetros de vías de comunicación por tramo - Tipo de vía (factores de ponderación cómo la agresión) - Proximidad / intersección entre los tramos y las vías de comunicación	0 0,01-0,05 0,05-0,12 0,13-0,21 0,22-0,36	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre
K3 – Fuentes de contaminación (Nº/km^2)	En función del número y proximidad de fuentes de contaminación (agricultura, industrias, desagües, vertidos de aguas residuales, basuras, vertidos, etc.	0,00-0,01 0,01-0,05 0,05-0,28 0,29-0,51 0,51-2	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre
K4 – Contaminantes (mg/l)	Información expresa en mg/l CBO_s (fuente: INAG, 2005)	0-2,20 2,20-4,4 4,4-13 13-40 40-60	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre
K5 – Ocupación agrícola cercana (%)	Porcentaje de superficie ocupada para uso agrícola en un área de influencia de 250m alrededor de cada tramo.	0-25 25-45 45-60 60-75 75-100	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre
K6 – Ocupación agrícola lejana (%)	Porcentaje de superficie ocupada para uso agrícola altamente agresivo para el sistema fluvial (cultivos que comportan una gran exportación de nutrientes o un elevado consumo de agua).	0-0,5 0,6-3 3,1-4,1 4,2-12,4 12,5-46,4	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre
K7 – Hidromorfología	Información relativa al grado de modificación antropogénica del hábitat –"Habitat Modification Score" a partir de la metodología River Habitat Survey (Raven i el., 1997a), complementada con censos de camp de los cambios morfológicos (puentes y embalses)	1 2 3 4 5	Muy bueno Bueno Moderado Pobre Muy pobre

3.1.10. Supervivencia de esquejes y plantones / éxito del control de vegetación exótica

Se revisan, preferentemente a finales de verano o a comienzo del otoño, las plantaciones efectuadas con el propósito de conocer el porcentaje de supervivencia de esquejes y plantones de semilla (brinzales). En la misma época y al cabo de 60 días, como mínimo, después de la aplicación del herbicida, se evalúa el porcentaje de supervivencia de planta o de retoño de tronco o raíz (chirpiales) y brinzales de nueva colonización. Este seguimiento debe repetirse durante los años siguientes.

3.1.11. Aplicación del protocolo de seguimiento de acuerdos de custodia

El objetivo de la custodia fluvial es generar la responsabilidad de los usuarios y propietarios vinculados a ríos y zonas húmedas, pero también de las administraciones competentes, para favorecer la conservación y mejora de la biodiversidad y su estado ecológico. Custodia significa guardar, conservar, respetar o cuidar de la tierra y los sistemas acuáticos. Normalmente se materializa a través de un acuerdo de custodia, mecanismo de gestión que cuenta con un procedimiento voluntario entre el propietario de una finca y una entidad de custodia para asegurar la conservación de sus valores y recursos naturales, culturales y paisajístico.

El protocolo de seguimiento de acuerdos de custodia de la Red de Custodia del Territorío se aplica solo en los espacios donde se han efectuado actuaciones de conservación y restauración y donde hay un acuerdo (verbal o escrito) de custodia fluvial. En el caso catalán se puede consultar en www.viulaterra.cat.

Esta aplicación anual del protocolo permite confirmar y comprobar, en parte, si las actuaciones de custodia desarrolladas son efectivas para la conservación del patrimonio natural, cultural y paisajístico. Se toman fotografías georeferenciadas y en un mismo recorrido predeterminado (ver figura 7). Además, el seguimiento de los acuerdos de custodia permite trabajar y mejorar la relación con el propietario/gestor de la finca (público o privado) y/o demás agentes implicados, obtener la información pormenorizada del estado de conservación del área de forma periódica, comprobar si el acuerdo establecido ayuda realmente a alcanzar los objetivos de conservación, identificar oportunidades de gestión para el futuro y detectar posibles conflictos de forma prematura y facilitar su resolución. Este protocolo se aplica, como mínimo, una vez al año, siempre que sea posible en la misma época.

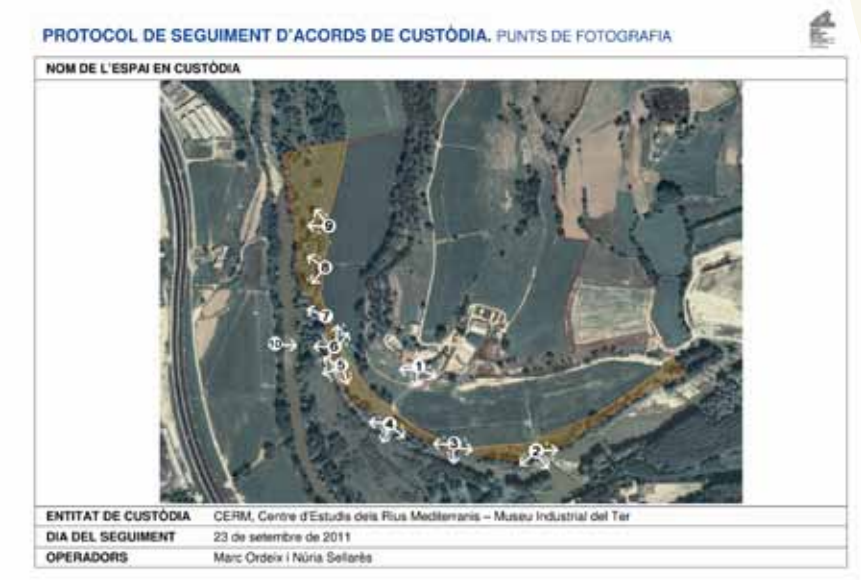




Figura 7. Parte del protocolo de seguimiento de un acuerdo de custodia fluvial (memoria anual de la finca de Espadamala (río Ter, Torelló, Cataluña), diciembre de 2011. Fuente: CERM.

3.2. INDICADORES DE CALIDAD FISICOQUÍMICA

La composición fisicoquímica de un agua superficial sin alterar va muy atada a la naturaleza de las formaciones geológicas y los suelos de la cuenca de drenaje. Hay una gran dependencia de la calidad del agua con las características de los ecosistemas terrestres y su grado de conservación. La tendencia general de la composición del agua a lo largo del eje longitudinal de un río sin alteraciones importantes es la de un aumento de la mineralización y una mayor constancia en sus contenidos de varios elementos a medida que el agua se acerca a la desembocadura.

En cuanto al hidroquimismo "natural", se distinguen componentes mayoritarios o fundamentales, con concentraciones superiores a 1 mg/L, componentes minoritarios o secundarios, con concentraciones entre 0,1 y 1 mg/L, tales como Fe^{2+}, F^{-}, PO_4^{3+} y elementos traza, con concentraciones inferiores a 0,1 mg/L, tales como Al^{3+}, Cu^{2+}. Esta clasificación, sin embargo, no es rígida y puede darse el caso que un elemento secundario, por su concentración, se considere mayoritario.

Este quimismo "natural" –con excepciones- se ve alterado esencialmente por la acción del hombre, de manera directa o indirecta. Así pues, la lista de parámetros habituales recogidos para un estudio ambiental básico del agua se amplía con elementos relacionados con la presencia de materia orgánica y nutrientes, generalmente producto de las actividades humanas.

A lo largo de los años se han desarrollado muchos sistemas de representación del quimismo (sobre todo el contenido de iones principales) en diagramas de manera que la comparación entre aguas de diferentes procedencias se pueda realizar de manera muy visual. Los diagramas de concentraciones de iones (o de grado de mineralización) pretenden representar en un solo gráfico el contenido total de sales disueltas y, también, las proporciones entre iones o grupos de iones mayoritarios. Normalmente estas proporciones se realizan en meq/L.

3.2.1. Parámetros fisicoquímicos básicos

Los parámetros fisicoquímicos a analizar deben ser los más relevantes por la comunidad de organismos, deben permitir una interpretación de los datos en términos de contaminación y eutrofización y deben aportar una visión general de las características fisicoquímicas básicas del agua. Unos se calculan directamente en el campo, por medio de sondas portátiles, otros se obtienen en el laboratorio, a partir de las muestras de agua tomadas (figura 8).



Figura 8. Medida del caudal de un curso de agua con un caudalímetro (izquierda) y sonda multiparamétrica empleada para determinar in situ la conductividad eléctrica, el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto en el agua (derecha). Fotos: Marc Ordeix y Laia Jiménez.

En el campo y siempre de manera puntual, durante algunos minutos de lectura, se mide:

- La conductividad eléctrica y el pH del agua.
- El oxígeno disuelto y la temperatura del agua.

Al mismo tiempo, se pueden recoger muestras de agua para ser analizadas en **el laboratorio**: el análisis de amonio, por ejemplo, siguiendo el método Nessler, espectrofotométrico por destilación/valoración, de acuerdo con la metodología UNE – EN 25663, las de fosfatos por el método espectrofotométrico, de acuerdo con la metodología UNE – EN 1189 y cromatografía ionica, las de nitritos, nitratos, fosfatos, cloruros y sulfatos, por cromatografía ionica y las de sólidos en suspensión de acuerdo con la metodología UNE – EN 872.

Los datos de calidad fisicoquímica del agua se pueden clasificar en categorías de calidad en base a los trabajos de Prat *et al.* (1997) y la Directiva 78/659/CEE, relativa a la calidad de las aguas continentales para los peces ciprínidos (usados habitualmente como referencia por el ACA) (tabla 5).

Tabla 5. Categorías de calidad fisicoquímica del agua en cursos fluviales para peces ciprínidos. Fuente: Prat *et al*. (1997) y Dir. 78/659/CEE, relativa a la calidad de las aguas continentales para los peces ciprínidos. Leyenda de los colores:

Temperatura (ºC)	≤30	>30			
Sólidos en suspensión (mg SS/L)	≤25	>25			
pH	<5,0	5,0 – 6,5	6,6 – 7,5	7,6 – 9,0	>9,0
Oxígeno disuelto (mg O_2/L)	<3,0	3,0 – 4,9	5,0 – 6,9	7,0 – 8,9	>8,9
Oxígeno disuelto (% O2 de sat)	≤50	>50			
DBO 6 (mg O_2/L)	≤6	>6			
Conductividad eléctrica. (µS/cm)	<101	101 - 500	501 - 1000	1001 - 3000	>3000
Amonio (mg N-NH_4^+/L)	<1,0	0,1 – 0,4	0,5 – 0,9	1,0 – 4,0	>4,0
Nitritos (mg N-NO_2^-/L)	<0,01	0,01 – 0,10	>0,10		
Nitratos (mg N-NO_3^-/L)	<0,7	0,7 – 10,0	>10,0		
Fosfatos (mg P-PO_4^-/L)	<0,03	0,03 – 0,09	0,10 - 0,29	0,30 – 0,49	>0,49
Cloruros (mg Cl^-/L)	<25	25 - 99	100 - 199	200 - 1000	>1000
Sulfatos (mg SO_4^{2-}/L)	<250	250 - 1000	>1000		

3.1.2. Índice de calidad del agua para la vida piscícola (IP)

De manera natural, los peces de un tramo determinado de río dependen de distintos factores: del régimen hidrológico del río, de la presencia de hábitats para los peces (refugios, lugares de desove, etc.) o del alimento necesario. Por otro lado, las características químicas del agua también pueden estar determinando las poblaciones de peces del río, tanto la diversidad de especies como la abundancia de organismos.

El índice de calidad del agua para la vida piscícola (IP; Prat *et al.*, 2000) es un índice multiparamétrico que indica la capacidad de los ecosistemas fluviales para permitir el establecimiento de comunidades de peces estables en función de varios parámetros relacionados con la calidad química del agua (oxígeno disuelto, sólidos en suspensión y concentraciones de nitritos y amonio). No considera sin embargo, aspectos hidrológicos, de hábitat ni de competencia con especies alóctonas.

Así pues, este índice es un parámetro interesante porqué integra los principales parámetros que están relacionados con la calidad química del agua y obtiene los distintos rangos de calidad de acuerdo con las condiciones químicas mínimas que debe tener el agua para que las poblaciones de peces se puedan desarrollar con normalidad.

3.3. Indicadores de calidad biológica y biodiversidad

La elección del grupo indicador condiciona muchos aspectos: desde la metodología hasta la relevancia de los resultados. Las ventajas y desventajas varían en función de cada tipo de bioindicador. Los bioindicadores **ecológicos** (que informan de la relación de los organismos con su entorno), esencialmente los denominados **índices bióticos** (que permiten obtener rangos de calidad del medio a partir del tipo de organismos que están presentes), se usan de manera habitual en los

estudios de campo. A lo largo de la historia se han usado distintos grupos según las preferencias de cada investigador. Uno de los grupos más usados son los macroinvertebrados acuáticos (de más de 1 mm de tamaño), por su poca complejidad taxonómica y su fácil recolección.

Los datos en los que se fundamentan los índices suelen ser cualitativos (presencia o ausencia y riqueza de especies, grupos taxonómicos o gremios de afinidad ecológica) o cuantitativas (abundancia relativa o densidad absoluta). Esta misma diferenciación permite agruparlos en índices de contaminación y índices relacionados con la estructura de la comunidad (los índices tróficos, taxonómicos, de diversidad y comparativos).

Muchos de los índices biológicos derivan o se inspiran en el Índice de Integridad Biótica (IBI; Fausch *et al.*, 1984). Sintéticamente, la integridad biótica es la capacidad que tiene un ecosistema de mantener la comunidad original. La integridad biótica hace referencia a la capacidad de soportar o mantener una comunidad de organismos equilibrada, integrada y adaptativa, con una composición específica, diversidad y organización funcional comparable a la del hábitat natural de la región (Karr *et al.*, 1986). Estos índices combinan diferentes métricas y hace servir los parámetros más relevantes en función de las presiones humanas existentes en el medio. Se considera que los sistemas con una integridad biótica elevada pueden soportar y/o recuperarse rápidamente de la mayoría de las perturbaciones, sean naturales o de origen antrópico, contrariamente a los sistemas con una integridad biótica baja, que cuando son perturbados es muy probable que cambien a estados incluso más degradados.

Como no hay ningún indicador ambiental que reúna todas las condiciones ideales, se busca entre los organismos presentes en el medio acuático y sistemas de ribera aquel grupo o grupos que reúnan la mayoría de las calidades consideradas óptimas o deseables. Entre los organismos indicadores se distinguen los asociados al medio acuático (fitobentos, macrófitos, macroinvertebrados y peces) y los relacionados con las riberas (tales como vegetación, aves, y mamíferos), a pesar que algunos grupos (como los anfibios) varias especies usan los dos medios y pueden permitir relacionar la calidad del agua, la hidromorfología del cauce y la estructura de la vegetación ribereña.

Los índices bióticos se comportan como buenos instrumentos de control de los ecosistemas acuáticos, complementando y mejorando la información de los parámetros fisicoquímicos clásicos del agua y los indicadores hidromorfológicos, incluidos los indicadores estructurales de la ribera. En relación a los parámetros fisicoquímicos, los índices biológicos son buenos integradores porque informan de aspectos de la calidad del agua en un período de tiempo extenso; así, la presencia de un organismo indicador asegura una calidad del agua relativa durante por lo menos el tiempo de su ciclo vital. Ahora bien, en general, presentan como limitación el hecho de no permitir identificar claramente los agentes contaminantes del agua.

Las aves son un buen grupo indicador de la complejidad de la calidad de la vegetación de ribera como hábitat para el conjunto de la fauna. En la comunidad ornítica se distinguen gremios ecológicos según los estratos de vegetación que utilizan; se relaciona muy bien con la complejidad y grado de madurez del hábitat y es relativamente sensible a las perturbaciones. El muestreo es relativamente rápido y técnicamente más simple que los inventarios forestales y muchos otros índices hidromorfológicos y biológicos. A partir de unos pocos censos puntuales de la comunidad de aves, que se pueden hacer en una sola mañana (por ejemplo 4-5/10ha), se puede obtener una idea bastante buena del

nivel de complejidad y madurez de un hábitat forestal para la fauna, sin tener que recurrir a ningún inventario forestal. Por ello, la comunidad de aves se ha utilizado como indicador de los cambios en los sistemas riparios (por ejemplo, Bryce *et al.*, 2002; Mayer & Cameron, 2003, Sullivan *et al.*, 2007).

3.3.1. Fitobentos: diatomeas

Los índices de diatomeas, tanto el **Índice de Polusensibilidad (IPS)** como el **Índice Biológico de Diatomeas (IBD)**, permiten evaluar la calidad del agua en función del valor indicador de las diatomeas bentónicas. El paquete informático OMNIDÍA (Leiconte *et al.*, 1993) permite calcular rápidamente estos índices de diatomeas a partir de la lista taxonómica y sus abundancias.

Entre la gran variedad de grupos taxonómicos que componen las comunidades de algas fluviales, las diatomeas representan más del 80% de las especies totales. Su importancia relativa, pues, en el conjunto de la comunidad algal es muy elevada. De aquí la preferencia en su uso como indicadoras de calidad.
Una serie de características las hace útiles especialmente para esta finalidad:

- Por su pequeño tamaño y por la elevada tasa de reproducción, las comunidades de diatomeas responden sensiblemente y rápidamente a cambios en su medio, tanto físicos como químicos. Los cambios se concretan en variaciones en la composición de las especies, que favorecen a las más tolerantes en las nuevas condiciones. La respuesta de las poblaciones de diatomeas a los cambios en la calidad del agua es mucho más rápida que la de los macrófitos y plantas vasculares en general.
- Su uso como indicadores de la calidad del agua se basa en que todas las especies de diatomeas tienen unos límites relativamente claros de tolerancia y unos óptimos con respecto a sus preferencias por las condiciones ecológicas, como los nutrientes, la polución orgánica e inorgánica o la acidez. En las aguas contaminadas hay un incremento de la abundancia de aquellas especies más tolerantes o que presentan su óptimo con un nivel de un contaminante en concreto. Por el contrario, algunas especies no son tolerantes a los niveles elevados de uno o más contaminantes, pero otros pueden estar presentes en un rango amplio de calidades del agua.
- Distintas características facilitan su uso como bioindicadores: son cosmopolitas, fáciles de recolectar y de preservar, y disponen de elementos estructurales en su esqueleto de silicio que permiten una determinación a nivel de especie o variedad con un nivel de exactitud elevado.

El protocolo de muestreo y evaluación de la calidad biológica de las diatomeas (ACA, 2006a) comienza cuando el observador recoge, con la ayuda de un pequeño cepillo de pelo fuerte, una muestra de diatomeas presentes en los sustratos seleccionados de un tramo fluvial de como mínimo 10 metros de longitud. Una vez transportadas y procesadas en el laboratorio, las diatomeas son identificadas bajo el microscopio óptico hasta el nivel de especie. Cada especie tiene asignado un valor de sensibilidad y un valor indicador según su ecología y la tolerancia a la contaminación. A partir del cálculo de las abundancias relativas de cada especie, se aplica una fórmula que permite calcular el valor de calidad de uno o más índices de diatomeas.

3.3.2. Macrófitos

Los macrófitos incluyen algas, hidrófitos, helófitos y algunos higrófitos. Los índices de macrófitos permiten evaluar la calidad del agua a partir de los organismos vegetales acuáticos visibles y fácilmente identificables. Se consideran macrófitos las fanerógamas, plantas totalmente sumergidas, pero con la flor que puede ser emergida (por ejemplo, *Potamogeton pectinatus*); los briófitos (musgos y hepáticas), que viven encima de sustratos duros y en aguas más bien limpias; las algas (macroalgas) de dimensiones considerables y que pueden formar largas cabelleras en los ríos,

como es el caso de *Cladophora* o *Spirogyra* en lugares con poca corriente. Algunas cianobacterias también se pueden considerar macroalgas cuando forman una cobertura amplia encima del cauce del río o las piedras. Miden desde pocos centímetros hasta algunos metros, y completan su ciclo vital en el agua, con todas sus partes sumergidas o bien flotando.

La modificación de una comunidad de macrófitos, tanto la composición específica como de la biomasa, se considera especialmente indicativa de la variación de la concentración de nutrientes en el agua, de la turbiedad y de la contaminación orgánica en general. Por otro lado, cambios en el régimen de caudales habituales del río o la aparición de un régimen poco variable pueden conducir a la proliferación de macrófitos en superficie, los cuales pueden ser usados como indicadores hidromorfológicos.

Por una parte, es necesario un control de la biomasa, que tiene un cierto error asociado debido a la elevada variabilidad estacional e interanual que se observa de manera natural en estas plantas. Para poder usar los macrófitos como indicadores se considera esencial llegar al nivel de determinación taxonómica de especie, pero algunos índices usan niveles taxonómicos superiores, tales como orden o familia, o grandes grupos morfológicos. La riqueza y la diversidad son los parámetros estructurales que hay que medir.

De forma general, los macrófitos se consideran indicadores a medio y largo plazo de períodos de meses y/o años. Son fáciles de detectar y tienen una taxonomía relativamente sencilla en comparación con la de otros grupos, tales como las diatomeas. Son buenos indicadores del grado de presencia de sólidos en suspensión y del enriquecimiento de nutrientes del sistema. Por otro lado, sus respuestas a la contaminación aún no están del todo documentadas, pero se ha observado que pueden ser tolerantes a contaminaciones intermitentes. La mayoría proliferan estacionalmente.

En cuanto a la aplicación de la Directiva Marco del Agua, estas plantas se pueden usar para detectar y hacer el seguimiento de los episodios de contaminación que modifiquen las propiedades fisicoquímicas del agua, tales como la reducción de la transparencia, la eutrofización y los cambios en el quimismo. También se consideran organismos sensibles a las modificaciones de las condiciones hidromorfológicas, como son cambios de caudal, continuidad fluvial y/o en la morfología del cauce.

Actualmente en la Península Ibérica coexisten tres **índices de macrófitos: IM** (Suárez *et al*., 2005), **IVAM – CLM** e **IVAM – FBL** (Moreno *et al*., 2006; Moreno *et al*., 2008). El protocolo de muestreo y evaluación de la calidad biológica a partir de los macrófitos en todos los casos es semejante (ACA, 2006a).

También existe el **índice de macrófitos *Mean Trophic Rank* (MTR), usado** en programas de monitorización ecológica (Szoszkiewicz *et al*., 2006) en varios países europeos, entre los cuales está Portugal. Su aplicación en el sur de Europa requiere una adaptación, **MTRp** (Ferreira *et al*., 2007), ensayada en los ríos portugueses. El sistema se basa en la presencia y abundancia de especies indicadoras del estado trófico. A cada especie se le atribuye una puntuación según su respuesta a la eutrofización: de 1 (tolerante a la contaminación orgánica) a 10 (intolerante a la eutrofización). Esto se pondera con el porcentaje de cobertura de cada especie. El índice varía de 10 a 100, correspondiendo los valores más bajos a las localidades con un grado de eutrofización más elevado.

3.3.3. Flora: Índice de Vegetación Riparia (IVR) y Índice de Vegetación Fluvial (IVF)

El índice de Vegetación Riparia (IVR); Ferreira *et al*., 2005; Ferreira *et al*., 2007) se basa en la determinación de toda la vegetación del espacio fluvial, sea herbácea o leñosa, y en parámetros

estructurales de la comunidad, incluyendo componentes acuáticos, anfibios y ribereños. Se usa en Portugal y también en otras áreas de la Península Ibérica.

También existe otro índice equivalente, el Índice **de Vegetación fluvial (IVF)**, desarrollado en Cataluña. Para calcularlo siguiendo el protocolo de muestreo y evaluación de la calidad hidromorfológica adaptado para los cursos fluviales de Cataluña (ACA, 2006b), primero se cartografian las especies de flora vascular de interés asociadas a los bosques de ribera de varios tramos. Se hace una lista de las plantas y/o comunidades y se cartografian. Se priorizan las especies de interés para la Directiva Hábitats, las incluidas en el catálogo de flora amenazada o en algún otro instrumento legal y/o administrativo, y que sean raras o localizadas en aquel sector. Es un índice exhaustivo, que ofrece información precisa sobre la composición de la comunidad vegetal de ribera. No es un método tan rápido como de otros (p. e. el QBR) y es importante que la persona que llene la hoja de campo tenga una formación elevada en la identificación de las especies herbáceas, helófitos, arbustos y árboles de ribera.
Estos dos índices, IVR e IVF, semejantes, se pueden considerar tanto indicadores de biodiversidad como de calidad hidromorfológica.

3.3.4. Macroinvertebrados acuáticos

Hay especies de macroinvertebrados acuáticos que por si solos ya indican aspectos esenciales del estado ecológico de un río o un tramo fluvial, ya se trate de una calidad biológica del agua deficiente, de la presencia de especies foráneas o bien de una mala conectividad fluvial. No obstante, la medida fina del estado ecológico de los cursos fluviales requiere del cálculo de unos índices que evalúen e integren la calidad global del ecosistema acuático (figura 9).



Figura 9: Muestreo de macroinvertebrados acuáticos con un salabardo con malla de 250 µm de diámetro de poro, en el río Meder (cuenca del Ter, Vic, marzo de 2011), y macroinvertebrados elegidos y predeterminados (derecha). Fotos: Tura Puntí-CERM.

Entre muchos de los organismos presentes en el medio acuático, los macroinvertebrados acuáticos reúnen la mayoría de las cualidades del perfil del bioindicador ecológico ideal, integrando la calidad mínima existente en un tramo las semanas o meses previos a su muestreo. A cada punto, se hace un muestreo semiquantitativo multihábitat de macroinvertebrados acuáticos en un tramo entre 50 y 300 metros de longitud, en función de la anchura del tramo del río. El muestreo se hace habitualmente con la ayuda de un salabardo triangular de 30 cm de lado y 250 cm de diámetro de poro. Los macroinvertebrados son conservados habitualmente en alcohol al 70% y determinados en el laboratorio –con la ayuda de una lupa binocular- hasta como mínimo el nivel de familia. Aparte de algunas claves más específicas, la determinación se hace en base al manual *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie* (Tachet, 2000).

Los datos obtenidos permiten calcular varios índices biológicos basados en los macroinvertebrados acuáticos aplicados de manera general en toda la península ibérica: el IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al*., 2002), el IASPT (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al*., 2002), el FBILL (Prat *et al*., 2002) y el EPT, la OCH y la ratio EPT/OCH (Lenat, 1983; Barbour *et al*., 1999). Aparte de estos, en Portugal también se aplica el *Índice Português de Invertebrados Sul* (IptIs; INAG, 2009), muy bien adaptado a los ríos del sur de Portugal. El número de familias de macroinvertebrados acuáticos no puede considerarse ningún índice por si mismo, pero también nos da una información muy relevante a la hora de determinar el estado ecológico de un ecosistema fluvial: dentro de una misma región bioclimática existe una correlación directa entre calidad del agua y la riqueza taxonómica.

El índice IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), revisado y actualizado periódicamente, es actualmente el índice basado en macroinvertebrados acuáticos más aceptado y utilizado sobradamente en la Península Ibérica. Posee una aplicabilidad amplia pero se recomienda su utilización conjunta con otros índices para corroborar resultados y aportar información adicional que puede ser muy valiosa. Asigna una puntuación a cada familia de macroinvertebrados en función de su tolerancia a la contaminación, que oscila entre 1 (la más tolerante) y 10 (la más sensible). El índice se calcula a partir de la suma de todas las puntuaciones de las familias presentes en la muestra, de manera que tanto contribuye la riqueza taxonómica como el grado de tolerancia a la contaminación de cada macroinvertebrado. Permite diferenciar diferentes tipologías de ríos.

EL IASPT es un índice derivado del IBMWP, que se calcula dividiendo la puntuación de este último por el número total de familias presentes en la muestra. Este índice, de aspecto complementario, permite saber si en el cálculo del valor del índice IBMWP ha tenido más importancia la presencia de familias sensibles a la contaminación (puntuaciones IASPT elevadas) o bien la riqueza taxonómica (puntuaciones IASPT más moderadas).

El EPT (número de familias pertenecientes a las órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) es un índice que se calcula a partir de la suma del número de familias pertenecientes a los órdenes de macroinvertebrados acuáticos considerados más sensibles a la contaminación -pese a la existencia de alguna excepción-: efemerópteros, plecópteros y tricópteros. Se trata de un índice de cálculo sencillo que permite hacer comparaciones incluso entre diferentes regiones biogeográficas. El número de especies del grupo EPT acostumbra a ser relativamente elevado en ríos de régimen permanente, como el Ter, y bajo, por ejemplo, en torrentes temporales, porqué estos taxones son sobre todo buenos indicadores de las zonas con rápidos.

Paralelamente, en muchos trabajos de investigación que estudian la ecología de ríos mediterráneos, se usa otra métrica, el índice OCH (número de familias pertenecientes a las órdenes Odonata, Coleoptera y Heteroptera). Este índice se calcula a partir de la suma del número de familias presentes pertenecientes a las órdenes de macroinvertebrados acuáticos más propios de aguas quietas: odonatos, coleópteros y heterópteros.

El ratio entre los valores de EPT y OCH, también es una métrica a tener en cuenta, útil a la hora de valorar la proporción de taxones típicos de hábitats reófilos y taxones de hábitats lénticos. Así pues, valores inferiores a 1 nos indican una presencia predominante de especies leníticas, de aguas más encalmadas o quietas, en comparación con las reófilas, de aguas corrientes, y un valor superior a 1 un predominio de especies reófilas.

3.3.5. Peces

La población de peces tiene un interés especial, por una parte, por su valor como bioindicadores en un período de tiempo relativamente largo, de un año o más, y, por otro lado, por su relación con la presencia de determinados hábitats fluviales y de ribera.

Se pueden combinar dos métodos de muestreo de peces, pesca eléctrica y trampas, con el propósito de obtener información del máximo de puntos con un esfuerzo razonable; existe una cierta buena correlación entre los dos métodos.

La determinación taxonómica se hace considerando la información disponible más reciente (Doadrío, 2001; Kotelatt & Freyhoff, 2007; Leunda *et al.*, 2009).

A. Capturas por medio de un método activo: pesca eléctrica

Esta metodología estandarizada es utilizada sobradamente y se considera no perjudicial para los peces si se lleva a cabo correctamente. La metodología de muestreo y obtención de datos por sistemas de pesca eléctrica sigue los trabajos de Lobón-Cerbiá (1991) y concretamente con la Norma CEN estándar *UNE-EN 14011:2003 (Water Quality – Samplig of fish with electricity)*.

La pesca eléctrica se usa para conocer la riqueza y la composición de especies de cada sector estudiado, su abundancia -densidad y biomasa, si es posible delimitar el área con redes de bloqueo-, la estructura poblacional y, finalmente, la calidad de la población de peces. Por esta razón, se hace un rastreo exhaustivo de todos los hábitats acuáticos presentes de un sector representativo y en un mínimo de 100 m (una longitud 10 veces la anchura del curso del agua). La mejor manera de cuantificar el poblamiento de peces es cerrando el sector y haciendo una serie de capturas sucesivas (como mínimo 3 capturas), siguiendo el método descrito por Zippin (1958).

La pesca eléctrica se basa en la creación de un campo eléctrico en el agua entre un cátodo (elemento constituido por una parrilla o un cable de acero –denominado cola de rata-, en contacto con el fondo, que actúa de “masa”, polvo negativo) y un ánodo (un círculo metálico sujetado por un mango, polvo positivo, que se va desplazando por el sector a muestrear).

Los equipos de pesca eléctrica acostumbran a ser muy voluminosos, de manera que su utilización queda limitada al acceso del tramo de río con un vehículo motorizado (figura 10, imagen de la derecha). Los equipos más ligeros, que van montados en una mochila adaptada ergonómicamente al usarlo, pesan unos 10 kg y son útiles para muestreos en sitios alejados, de acceso difícil y de larga duración (figura 10, imagen de la izquierda). También los hay acoplables a embarcaciones.



Figura 10: Pesca eléctrica en el río Ges (Torelló, mayo de 2011, izquierda) y captura de peces por medio de trampas (río Ter, Manlleu), abril de 2010 (derecha). Fotos: Piu Vila y Laia Jiménez-CERM.

Del índice IBI originario, usado ampliamente en EEUU, han derivado otros índices similares, adaptaciones regionales para Flandes (Belpaire *et al.*, 2000), Portugal (FIBIP; Oliveira *et al.*, 2007) y los ríos mediterráneos y el caso de Cataluña en particular, el IBICAT2010 (Sostoa *et al.*, 2010).
El ***Fish Indice of Biotic Integrity Portuguese*** **(FIBIP)** evalúa la capacidad de respuesta a las perturbaciones humanas a partir de la riqueza de especies y la comparación estadística entre tramos de referencia y tramos degradados (Oliveira *et al*., 2007).

El índice **IBICAT2010** se fundamenta en el uso de varias medidas del poblamiento de peces (especies y densidades presentes) referentes a la riqueza de especies autóctonas o introducidas y a sus requerimientos ecológicos: hábitat óptimo para su reproducción, tipo de alimentación, tipo de migración, grado de tolerancia en cambios en la calidad del agua, etc. Para evitar la influencia biogeográfica y valorar la calidad independientemente de la cuenca, las métricas empleadas no se refieren a especies sino a sus características funcionales (*guilds* o gremios), es decir, a sus requerimientos ecológicos, que pueden coincidir entre varias especies de sitios diferentes.

B. Capturas por medio de un método pasivo: trampas

Para estudiar la población de peces también pueden usarse trampas pasivas de tipo garlito, buitrón o nasa (figura 10). Son eficientes en la captura de especies e individuos con un gran rango de tallas en estanques, ríos con un caudal moderado y tramos de poca profundidad (Clavero *et al.*, 2006). Se usa en profundidades inferiores a los 3 m y se mantienen sujetadas al fondo. Es poco habitual poner cebo para atraer a los peces.

En cada punto del muestreo se ponen trampas, a ser posible, de distintos tipos y con el objetivo de cubrir los diversos microhábitats existentes en cada punto de muestreo. Si es un río, se colocan en un tramo de 100 metros de largo y agua abajo.

En el análisis posterior, se calculan las CPUE, capturas por unidad de esfuerzo, que permiten establecer densidades relativas y la comparación entre los varios puntos de muestreo.

3.3.6. Anfibios

Los anfibios están asociados temporalmente al agua, a temperaturas relativamente suaves y a un nivel de humedad elevado. Por eso muchas especies se entierran o se esconden durante el día y están activas de noche. La poca movilidad y el pequeño tamaño de los anfibios, junto con el canto diferenciable de los anuros hacen que sea muy fácil su detección visual o auditiva, sin la necesidad de usar ningún método de manejo complicado.

Se usa la metodología del transecto de muestreo exhaustivo (Carrera & Villero en Boada *et al.*, 2008): se anotan y se cuentan todos los anfibios que se detectan visual y auditivamente. Los resultados se pueden comparar como índice kilométrico de abundancia (IQA), como índice temporal (por unidad de tiempo de muestreo) o por frecuencias.

Se definen unos tramos en cada zona potencial de reproducción para estas especies, en el mismo bosque de ribera y alrededores (meandros, balsas, charcos temporales), así como en caminos anchos próximos. Se hacen a pie y se repiten por lo menos una vez (réplica). Los censos se llevan a cabo desde la puesta de sol hasta unas 4 horas más tarde, en noches con temperatura agradable, humedad relativa alta, sin lluvia intensa y ausencia de viento, entre marzo y septiembre.

Este método es bueno para los anuros y los urodelos terrestres (salamandras y gallipato); permite detectar los animales *in situ* sin necesidad de capturarlos. Solo se necesita una fuente portátil de luz y la ayuda puntual de un salabardo por si hay que coger algún ejemplar dentro o fuera del agua. Para urodelos acuáticos (tritones) y larvas de anuros habrá que prospectar con salabardo en los puntos de agua (balsas y brazos leníticos de los ríos). La prospección puede ser diurna y para estandarizarla deben visitarse todos los microhábitats (bordes y zonas centrales con o sin vegetación) durante un tiempo determinado (figura 11). En arroyos y torrentes de montaña se puede efectuar un transecto diurno que prospecte los tramos leníticos y lóticos en la búsqueda de adultos y larvas de urodelos y anuros.

Se puede relacionar la riqueza y la abundancia de anfibios con la heterogeneidad de los hábitats de ribera, mediante los métodos estadísticos multivariantes habituales. Al mismo tiempo, se pueden definir los puntos de alta abundancia y diversidad de anfibios, de importancia vital para la conservación de este grupo faunístico.

3.3.7. Aves

El método de seguimiento utilizado principalmente para el censo de la comunidad de aves de ribera es el método puntual y cuantitativo de las **estaciones de escucha** (Reynolds, 1980; Blondel *et al.*, 1981, Bibby *et al.*, 2005) (figura 11). Pueden ser registros en bandas concéntricas de longitud (cada 25 o 50 metros hasta 100, Reynolds, 1980) o bien de tiempo con bandas de 5 minutos hasta 20 (Jarvinen, 1978; Blondel, 1970). El resultado se expresa en aves por estación de escucha (IPA o índice puntual de abundancia) (Sokal & Rolf, 1969). Las estaciones de escucha son circulares y de tiempo t (5, 10, 15 y 20 minutos son los períodos de muestreo por estación más habitual, divididas en bandas de 5 minutos). Además de la unidad tiempo, se pueden distinguir los contactos efectuados en diferentes bandas espaciales alrededor del observador: dentro de los primeros 25 m, 50 m, 100 m y sin límite de banda. Lo más habitual en sistemas de ribera es censar los 25 y los 50m. Así, todos los contactos dentro de de la banda de 25 m se pueden asociar a la primera línea de ribera y los contactos de dentro de la banda de 50 m a sistemas riparios de más extensión en anchura. La distancia entre estaciones es recomendable que sea de un mínimo de 200 m para evitar problemas de pseudoreplicación.





Figura 11: Muestreo de anfibios con salabardo en una balsa (arriba). Realización de un censo de aves por medio de estaciones de escucha (abajo). Fotos Minuartia y Jordi Faus.

El otro método utilizado es el transecto (Reynolds, 1980; Blondel *et al.*, 1981, Bibby *et al.*, 2005). En lugar de ser un método puntual (con el tiempo como unidad de medida), es un método lineal, donde la longitud recorrida constituye la unidad de muestreo. Los datos se expresan las aves por kilómetro censado (IQA). Como el caso de las estaciones de escucha se definen unas bandas de censo que pueden ser de 25, 50 y 100 m a cada lado del observador. Como en el caso del método puntual, en sistemas de ribera se recomienda tomar en un mismo transecto los contactos a 25 m (aves de primera línea), a 50 m (aves de primera y segunda línea) y en el infinito (contactos complementarios). La velocidad del observador debe ser lenta (un kilómetro de censo se cubre en 30-40 minutos), parando siempre cuando sea necesario asegurar la identificación.

Un último método de censo de aves es el contaje de colonias y agrupaciones. En los sistemas de ribera suele usarse para censar de forma absoluta el número de individuos que crían juntos (por ejemplo una colonia de cría de ardéidos) o grupos de invernantes (cormoranes, patos, gaviotas, etc.). El censo se realiza de manera directa con unos prismáticos (8-12 aumentos) o con la ayuda de un telescopio terrestre (20-60 aumentos) desde una distancia suficiente para no molestar a las aves. En caso necesario o alternativo se puede recorrer a una fotografía para efectuar el contaje posteriormente.

La fenología es la base principal para el conocimiento del estado dinámico de las especies de una zona. Hay varios patrones y varían mucho entre las especies. A grandes rasgos hay que diferenciar las aves migratorias con las sedentarias y eso varía dependiendo de la latitud y la estación del año (Bernis, 1966; Baker, 1978). En cuanto al ritmo diario para la mayoría es más intenso desde primera hora de la mañana hasta las 11 horas y hacia el atardecer. A medida que se acerca el mediodía la actividad decae progresivamente, sobre todo en el verano (Slagsvold, 1977; Higgins, 1979, Robbins, 1981). Las estaciones de escucha y los transectos se utilizan sobretodo en época de cría e invierno. Empiezan a primera hora de la mañana, desde la salida del sol hasta las 10 h en primavera y las 11 h en invierno. Es recomendable hacer dos réplicas por estación, una al principio de la época de cría (15 de abril-15 de mayo) y otra al final (15 de mayo-15 de junio). También se pueden efectuar censos invernales, ya que la comunidad ornítica habrá cambiado: una estación al iniciarse el período (1-31 de diciembre) y otra al final (1-30 de enero). Es mejor no avanzar o retrasar las fechas de censo para evitar censar aves en paso o que ya han acabado la cría.

El censo de colonias debe llevarse a cabo durante la época de máxima ocupación. Se puede realizar un censo antes de que las hojas cubran totalmente las copas y escondan los nidos (período de máxima visibilidad). Un segundo censo se realizaría cuando la cría esté avanzada, para así poder estimar la producción de pollos. Todos los métodos los realiza un solo observador (si alguita vez va acompañado, el acompañante no censa, para que los resultados sean siempre comparables). Es importante que las réplicas las realice la misma persona para evitar sesgos en la identificación en asignación de una especie en una parte de censo u otra. Son métodos muy sencillos y baratos de aplicar. En el caso de los censos de comunidades (estaciones de escucha y transectos) la única dificultad está en identificar correctamente las aves y sus voces y cantos. Los censos de colonias, al tratarse de una o pocas especies y hacerse de manera visual, no implica un nivel complicado de experiencia.

Las estaciones de escucha son especialmente indicadas para relacionar las aves con otros indicadores puntuales, como las estaciones forestales, y se adaptan bien a las dimensiones relativamente discretas de las riberas. Los transectos son útiles sobre todo cuando se quiere tener una visión general de la composición y abundancia ornítica de un tramo de río determinado, ya que permiten detectar más fácilmente agrupaciones de aves y especies raras que las escuchas. Tienen el inconveniente principal que están supeditados a una longitud que muy a menudo no se hallan de forma continua en los sistemas fluviales y menos aún compartiendo las mismas características estructurales. Si se quieren establecer estas relaciones, debe dividirse el transecto en segmentos de longitud igual o inferior a las características del tramo fluvial. En tal caso es más cómodo recorrer a las estaciones de escucha. El contaje de colonias es útil como índice biótico, más que nada cuando se pueden comparar los cambios en el tiempo y en la ocupación del espacio de una agrupación de aves. Los cambios de ubicación, efectivos y productividad de la colonia pueden estar relacionados con las características físicoquimicas, hidromorfológicas y estructurales de los sistemas fluviales.
Los datos de los censos puntuales y lineales se pueden transformar de forma simple en el **Índice Biótico de Indicación (IBI)** y el **índice de Dominancia Fluvial (IDF)**. Son índices de calidad del medio fluvial en función de las comunidades de aves (Badosa en Boada *et al.*, 2008).

3.3.8. Quirópteros

Los murciélagos son el grupo faunístico vertebrado más desconocido en la Península Ibérica y, al mismo tiempo, el grupo de mamíferos más diverso con 30 especies citadas (Palomo *et al.*, 2007; Flaquer *et al.*, 2010). Los quirópteros cuentan con diferentes especies amenazadas: constituyen el

grupo de mamíferos con más especies prioritarias de conservación en Europa. Los sistemas fluviales son uno de los ambientes más ricos en diversidad de quirópteros. La diversidad de los murciélagos está condicionada por la calidad del agua y la gestión hidrológica y forestal. En consecuencia, además del interés intrínseco del grupo, son un buen indicador de la calidad trófica y estructural del hábitat (Vaughan *et al*., 1997; Grindal & Brigham, 1999; Swystun *et al*., 2001; Kusch *et al*., 2004; Kusch & Idelberger, 2005; Menzel *et al*., 2005; Flaquer *et al*., 2007), complementario en el uso de otros índices como las aves.

Los quirópteros son todos insectívoros y se refugian en agujeros de árbol, cuevas, fisuras de roca y edificios. La mayoría de especies cazan sobre las láminas de agua de tramos lénticos o puntos de agua y dos son especialistas, murciélago ratonero ribereño (*Myotis daubentonii*) y el murciélago ratonero patudo (*Myotis capaccinii*).

Para el seguimiento de quirópteros como bioindicadores en ríos puede optarse simplemente por la realización de estaciones de ecolocalización convencionales o automáticas. Sin embargo, si se quiere diferenciar todas las especies debe optarse por la realización de métodos combinados (Flaquer *et al.,* 2007): sesiones de captura y estaciones de ecolocalización (figura 12). Las sesiones de trampeo se basan en dos métodos de captura, redes japonesas y arpas. Las redes se colocan cruzando brazos de río estrechos o secundarios y con agua calma y en lugares encharcados. También pueden emplazarse en senderos cubiertos por bosque en galería y en balsas. Las arpas se instalan en pasos con cobertura arbórea baja, bajo puentes y en salidas de túneles o minas.
Las estaciones de ultrasonidos se pueden realizar mediante detectores manuales con sistema heterodino y tiempo expandido (D240, D240x y D900, *Pettersson Elektronics* AB, figura 2) o bien mediante estaciones con detectores automáticos. Con detectores convencionales se realizan estaciones de escucha de 5 o 10 minutos separadas 100 m una de otra y repartidas por el interior y el umbral interior y/o exterior del bosque de ribera. Se realizan simultáneamente la misma noche de la sesión de capturas.



Figura 12. Estación de ecolocalización con detector de ultrasonidos (izquierda) y arpa de captura de murciélagos (derecha). Fotos: Jordi Camprodon y David Guixé.

Los detectores automáticos permiten diferenciar mejor entre especies (una de las grandes limitaciones de los detectores convencionales), al mismo tiempo que permiten la detección remota (sin presencia del observador). La grabación continua permite diferenciar mucho mejor las diferencias de utilización del hábitat a lo largo de la noche en cada estación de muestreo. Se utilizan dos o más detectores automáticos durante un mínimo de cuatro noches seguidas (Fischer *et al.,* 2009), por

ejemplo emplazando un detector en el interior bosque de ribera y otro en el borde del cauce del río. Sin embargo, son aparatos más caros y de uso especializado y la mayoría en pleno desarrollo técnico. Actualmente aún no son generalizables en programas de seguimiento de murciélagos.
Las estaciones de ecolocalización suelen realizarse entre junio-julio (época de reproducción) y/o en septiembre-octubre (época de apareamiento). La actividad de quirópteros se determina mediante el análisis de estas grabaciones con el programa *Batsound Real Player* 1.3.1 (Pettersson, 1999, figura 12). La identificación de especies y grupos acústicos se basa en el pulso de ecolocalización (FM, FM-CF o CF), en la frecuencia de máxima energía, en la duración de los pulsos y de los intervalos entre pulsos; y en algunos casos, en la identificación de gritos sociales (Ahlén, 1990; Russo, 1999; Pfalzer & Khusch, 2003).

3.3.9. Pequeños mamíferos

Los pequeños mamíferos o micromamíferos (insectívoros y roedores) informan sobre la estructura del hábitat a pequeña escala, de microhábitat. Complementan el uso de las aves como indicadores: permiten una mayor exactitud para evaluar cómo afecta la complejidad de los estratos herbáceos y arbustivos y la fragmentación del hábitat a la biodiversidad. No obstante, su muestreo es más complejo; habitualmente requiere del trampeo en vivo, a pesar de que para determinadas especies se opta por métodos indirectos más simples, como los transectos de rastros.
En el estudio de este grupo heterogéneo hay que tener presente la estructura y el tamaño del dominio vital donde estos animales desarrollan la mayor parte de su actividad diaria. Para obtener una estima del tamaño poblacional, normalmente se usan metodologías de censo basadas en la captura-recaptura. Estas estimas poblacionales pueden verse afectadas por las variaciones estacionales de la actividad que determinan su detectabilidad (Seber, 1982). Paralelamente, hay que tener en cuenta la variabilidad del ritmo de actividad diaria según la especie y época del año (Brown, 1956).

Para obtener una estima de la riqueza específica y la abundancia relativa de pequeños mamíferos de la zona de estudio, se muestrean sectores o subtramos donde el bosque de ribera esté claramente diferenciado por lo que respecta a composición específica, estructura y extensión. Se muestrea mediante la colocación de trampas de captura en vivo, tipo Sherman, altamente selectivos según el tamaño del animal (Torre *et al.*, 2010). Las trampas se distribuyen en parcelas rectangulares de 7x5, trampas desde del cauce del río hacia el interior del bosque de ribera. Cada parcela, de 0,24 ha, estará formada por cinco transectos paralelos, 7 trampas Sherman cada uno, separadas 10 m. Cada trampa se enumera entre 1 y 35, y se separa cada un de los transectos (tabla 6).

Tabla 6. Esquema de emplazamiento de las trampas Sherman en el seguimiento de pequeños mamíferos.

29	30	31	32	33	34	35
28	27	26	25	24	23	22
15	16	17	18	19	20	21
14	13	12	11	10	9	8
1	2	3	4	5	6	7
RIU						

Estas trampas se mantienen durante 3 noches consecutivas, con posibilidad de dejarlas una cuarta noche si el número de capturas es muy bajo (lo óptimo es que haya un mínimo de 10 capturas por noche). Como cebo se usa una pasta de harina, atún y aceite.

De cada ejemplar capturado se identifica la especie y se recogen los siguientes datos: sexo y estado de actividad sexual; medidas biométricas: peso (gr), longitud de la cola (mm) y longitud del pie posterior (mm) (figura 13). Finalmente, se marcan los animales con cortes del pelo siguiendo un código identificativo que permita individualizar cada ejemplar. Se liberan en la misma zona donde han estado capturados. Los datos se analizan mediante el software CAPTURE (Restad & Burnham, 1991).



Figura 13. Muestreo de micromamíferos con trampas de captura en vivo, tipo Sherman en un bosque de ribera (río Ter, Manlleu, Cataluña), en octubre de 2010 y medición de la longitud de la cola de un ratón de campo *(Apodemus sylvaticus*). Fotos: Josep Berengueras y Marc Ordeix.

Los muestreos se efectúan preferiblemente en otoño (octubre), y a ser posible, simultáneamente en tres zonas distintas, para minimizar las diferencias diarias, meteorológicas o ambientales. Es recomendable realizar una réplica del muestreo en cada zona.
La rata de agua (*Arvicola sapidus*) y el desmán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus*) se pueden censar a partir de transectos de rastros. Estas dos especies están asociadas a los cursos de agua y son muy sensibles a las alteraciones de la calidad del hábitat. Su seguimiento aporta una información complementaria sobre el estado de conservación de las riberas, así como un valor intrínseco al tratarse de especies amenazadas en la Península Ibérica. Para los detalles de los métodos de seguimiento consultar Aymerich & Gosálbez (2009) para el desmán & Román (2010) para la rata de agua.

3.3.10. Medianos y grandes mamíferos

Incluyen desde el lagomorfos (conejos y liebres) hasta a los grandes ungulados, con los carnívoros como grupo más diversificado en los sistemas fluviales. Entre todos ellos destacan tres carnívoros semi-acuáticos: la nútria (*Lutra lutra*), el turón (*Mustela putorius*), el visón europeo (*Mustela lutreola*) y el alóctono visón americano (*Neovison vison*). Metodológicamente también incluirían los grandes roedores acuáticos, como el castor (*Castor fiber*) y coipú (*Myocastor coypus*), presentes en algunas cuencas mediterráneas. El grupo con más valor como bioindicador es el de los carnívoros. Aportan información sobre el estado general de la biocenosis por el hecho de ser depredadores.

Su abundancia está en relación e indica la disponibilidad de presas, las cuales a su vez están acondicionadas por la calidad del hábitat. Hay que tener muy presente los ritmos de actividad de la especie cuando se plantea la metodología del censo (Mauget & Sampere, 1978). Para obtener índices de abundancia, suelen usarse los recuentos de huellas entre 2 y 3 días después de llover en sustrato blando y, si hay nieve, 1-2 días después de nevar (Clevenger, 1993).

Otro recuento es el de restos fecales (Riney, 1957; Bull, 1981). Hay que tener en cuenta que los índices de abundancia a partir de restos fecales no son del todo fiables y dependen en gran medida de la especie, ya que muestran una distribución en muchos casos contagiosa o heterogénea en el espacio y en el tiempo (Jo, 1981). Se usa el "Sign surveys" (Clevenger, 1993), transectos de recuento de señales de presencia de especies en bandas (3 metros de lado). El primer transecto se emplaza a lo largo de todo el cauce del río y el segundo, de vuelta y paralelo al anterior, lateralmente por el camino o sendero interior. Se anotan todas las medidas de los rastros y señales encontrados y se toman fotografías y la coordenada con GPS. Los resultados se pueden comparar como índice kilométrico de abundancia (IQA).

Dos métodos complementarios a los transectos de rastros son el foqueo nocturno y el trampeo fotográfico. El primero consiste en recorridos nocturnos en coche a velocidad muy lenta (10-15 km/h) y la iluminación del recorrido con los luces largas frontales y un foco manual de por lo menos 500.000 candelas. Son necesarias dos personas por vehículo, una conduciendo y el copiloto manejando el foco de manera que pueda iluminar el lado derecho del coche hasta unos 50 m. Cada vez que se localiza un animal se detiene el vehículo para poderlo identificar enfocándolo con el foco y los prismáticos. Es un método simple pero relativamente costoso en tiempo, ya que la probabilidad de contacto con los animales es relativamente baja y hay que dedicarle recorridos largos o bien repetir un mismo itinerario durante varias horas o días para tener éxito. No es muy útil en sistemas riparios. El trampeo fotográfico es un método más efectivo. Consiste en emplazar durante unas semanas un número discreto de cámaras con sensor de movimiento (por ejemplo 1-3 cámaras por punto de muestreo). El mercado va innovando con cámaras cada vez más eficientes y de precios asequibles, algunas con opción de vídeo. Como cebo universal se suele emplear una pasta de atún y harina, que se emplaza a pocos metros de la cámara. Las fotografías o filmaciones permiten identificar no sólo a especies sino a individuos. Son muy útiles para animales que dejan pocos rastros, como los felinos y también permiten medir la frecuentación humana.



Figura 14. Cámara de trampeo fotográfico de mesomamíferos (izquierda) y gineta (*Genetta genetta*) fotografiada en zona de restauración de ribera del proyecto Ricover (derecha). Fotos: David Guixé y Jordi Camprodon.

4. BIBLIOGRAFÍA

AGENCES DE L'EAU. 2002. *Système d'Evaluation de la Qualité Physique (hydromorphologique) des cours d'eau français. SEQ Physique (version v0')*. Document de travail en cours de validation. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, France. 38 pp.

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA). 2006a. *BIORI. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius.* Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 89 pp. http://aca-web.gencat.cat/aca.

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA). 2006b. *HIDRI. Protocol per a la valoració de la qualitat hidromorfològica dels rius.* Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 158 pp. http://aca-web.gencat.cat/aca.

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA). 2009. *Trabajos para la redacción de las "Bases técnicas para el desarrollo del Programa de Medidas enfocado a la mejora de la conectividad fluvial en Catalunya"*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. http://aca-web.gencat.cat/aca.

ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

ALBA-TERCEDOR, J.; JAIME-CUÉLLAR, P.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; BONADA, N.; CASAS, J.; MELLADO, A.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ROBLES, S.; SÁINZ-CANTERO, C.E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M.L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M.R.; VIVAS, S. & ZAMORA-MUÑOZ, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). Limnetica, 21(3-4): 175-185.

AYMERICH, P. & GOSÀLBEZ, J. 2009. El desmán ibérico en los Pirineos. *Quercus*, 279: 24-30.

BAIN, M. B. & STEVENSON, N. J. (ed.). 1999. *Aquatic habitat assessment: common methods.* American Fisheries Society. Bethesda, Maryland (EUA).

BARBOUR, M. T., GERRITSEN, B. D., SNYDER B. D. & STRIBLING, J. B. (ed.). 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.

BAUCELLS, L. A. FREIXAS, L. & ARRIZABALAGA, A. 2010. Revisión y aportación de datos sobre quirópteros de Catalunya: propuesta de lista roja. *Galemys*, 22(1): 29-61.

BIBBY, C, J., BURGESS, N. D., HILL, D. A. & MUSTOE, S. H. 2005. *Bird census techniques.* 2nd ed. Elsevier Academis Press. London.

BOADA, M., MAYO, S. & MANEJA, R. (ed.). 2008. *Els sistemes socioecològics de la conca de la Tordera*. Institució Catalana d'Història Natural, filial de l'Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 541 pp.

BOON P J., HOLMES, N. T. H., MAITLAND, P. S., ROWALL, T. A. & DAVIES, J. 1997. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): development structure and function. In Boon P. J. & Howell, D.L. (ed.): *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* 299-326. The Stationery Office, Edimburgh. Scotland.

BOON P. J., WILKINSON, J. & MARTIN, J. 1998. The application of SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation) to a selection of rivers in Britain. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 597-616.

BRYCE, S. A., HUGHES, R. M. & KAUFMANN, P. R. 2002. Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicadors of Riparian Condition. *Environ. Manag.*, 30: 294-310.

CEN. 2010. EN 15843:2010 *Water quality — Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology*.

CLAVERO, M., F. BLANCO-GARRIDO F. & J. PRENDA. 2006. Monitoring small fish populations in streams: a comparision of four passive methods. *Fisheries research*, 78: 243-251.

CLEVENGER, A. P. 1993. Sign surveys as an important tool in carnivoreconservation research and management programmes. Pp. 36-46 a: *Proceedings of the Seminar on Management of Small Populations of Threatened Mammals*. Council of Europe, Sofia, Bulgària.

CORTES, R., OLIVEIRA, S., CABRAL, D. SANTOS, S., FERREIRA, M. T. 2002. Different scales of analysis in classifying streams: from a multimetric towards an integrated system approach. *Archives fur Hydrobiology*, 13: 209-224.

DOADRIO, I. (ed.). 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Ministerio de Medio Ambiente. 364 pp.

EUROPEAN COMMUNITIES. 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.* Official Journal of the European Communities.

EUROPEAN COMMUNITIES. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities.

EUROPEAN COMMUNITIES. 2007. Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Official Journal of the European Communities.

COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALIZATION. 2003 *Water Quality – Guidance for the surveying of aquatic macrophytes in running waters*.CEN, Comité Européen de Normalization.

ELOSEGUI, A. & SABATER, S. (ed.). 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial.* Fundación BBVA. Bilbao. 444 pp.

ENVIRONMENT AGENGY (EA), SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (SEPA), ENVIRONMENT & HERITAGE SERVICE (EHS). 2003. *River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual:* 2003 Version. United Kingdom. 136 pp.

FERNANDES, M. R.; FERREIRA, M. T.; HUGHES, S. J.; CORTES, R.; SANTOS, J. M. & PINHEIRO, P. J. 2007. Pré-Classificação da qualidade ecológica na bacia de Odelouca e sua Utilização em Directrizes de Restauro. Recursos Hídricos. *Associação Portuguesa dos Recursos*

Hídricos, 28 (3): 15-24.

FERREIRA, M. T., AGUIAR, F. C., ALBUQUERQUE, A. & RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. 2007. *Avaliação da Qualidade Ecológica das águas interiores portuguesas com base no elemento biológico macrófitos*. Relatório Final. Contrato nº2003/07/INAG 2004-2006. 301 pp.

FERREIRA, M. T., RODRIGUEZ-GONZÁLEZ, P., AGUIAR, F. C.. & ALBUQUERQUE, A. 2005. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development and evaluation of a multimetric plant index. *Ecological Indicators*, 5: 137-149.

FLAQUER, C., TORRE, I. & ARRIZABALAGA, A. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2): 526–533.

FLAQUER, C., PUIG, X., FÀBREGAS, E., GUIXÉ, D., TORRE, I., RÀFOLS, R., PÁRAMO, F., CAMPRODON, J., CUMPLIDO, J. M., RUÍZ-JARILLO, R. BAUCELLS, A., FREIXAS, L. & ARRIZABALAGA, A. 2010. Revisión y aportación de datos sobre quirópteros de Cataluña: propuesta de lista roja. *Galemys*, 22 (1): 29-61.

FAUSCH, K. D., KARR J. R. & YANT, P. R. 1984. Regional aplication of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 39-55.

HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (ed.). 2006. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, Califòrnia. 877 pp.

INAG, I. P. 2009. *Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras*. Ministério do ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

JONSSON, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 66: 20-35.

KARR, J. R., FAUSCH, K. D., ANGERMEIER, P. L., YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale*. Special publication 5. Champaign, Illinois Natural History Survey.

LENAT, D. R. 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2: 192-198.

LEUNDA, P. M., ELVIRA, B., RIBEIRO, F., MIRANDA, R., OSCOZ, J., ALVES M. J. & COLLARES PEREIRA, M. J. 2009. International Standardization of Common Names for Iberian Endemic Freshwater Fishes. *Limnetica*, 28 (2): 189-202.

LOBÓN-CERVIÁ, J. 1991: *Estudio de poblaciones de peces en ríos. Pesca eléctrica y métodos de estima de la abundancia*. Museo Nacional de Ciencias Naturales - Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 156 pp.

LUCAS, M. C. & BARAS, E. 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science. Oxford, United Kingdom. 420 pp.

MADER, H. & MAIER, C. 2008. A method for prioritizing the reestablishment of river continuity in Austrian rivers. *Hydrobiologia*, 609: 277–288.

MARMULLA, G. & WELCOMME, R. (ed.). 2002. *Fish passes. Design, dimensions and monitoring*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturvau (DVWK). Roma, Italy. 118 pp.

MAYER, A. L. & CAMERON, G. N. 2003. Landscape characteristics, spatial extent, amd breeding bird diversity in Ohio, USA. *Div. and Distrib*., 9: 297-311.

MUNNÉ, A., SOLÀ,C. & PRAT, N. 1998. QBR: Un índice para la evaluación de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175: 20-37.

OLIVEIRA, J. M. (COORD.), SANTOS, J. M., TEIXEIRA, A., FERREIRA, M. T., PINHEIRO, P. J., GERALDES, A. & BOCHECHAS, J. 2007. *Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de*

Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.

ORDEIX, M. & ORTIZ, J. 2009. Casos d'estudi: Osona i la Costa Brava. Pp 119-142. In ORTIZ, J. & ORDEIX, M. (ed.). *Espiadimonis, nàiades, sabaters i cuques de capsa. Els macroinvertebrats dels rius i zones humides de Catalunya*. Col·lecció La turbina, 3. Museu Industrial del Ter, Eumo editorial. Manlleu. 171 pp.

ORDEIX, M., POU-ROVIRA, Q., SELLARÈS, N., BARDINA, M., CASAMITJANA, A. SOLÀ, C. & MUNNÉ, A. 2011. Fish pass assessment in the rivers of Catalonia (NE Iberian Peninsula). A case study of weirs associated with hydropower plants and gauging stations. *Limnetica*, 30 (2): 405-426.

PARDO, I., ÁLVAREZ, M. CASAS, J., MORENO, J. L., VIVAS, S., BONADA, N. ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUELLAR, P., MOYA, G., PRAT, N., ROBLES, S., SUÁREZ, M. L., TORO, M. & VIDAL-ALBARCA, M. R. 2002. El hàbitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hàbitat. *Limnetica*, 21: 115-133.

PEDERSEN M. L. & BAATTRUP-PEDERSEN, A. 2003. *National monitoring programme 2003-2009.* Assessment methods manual. Technical Report no. 21. National Environmental Research Institute of Denmark.

PEDERSEN, M. L., OVESEN, N. B., RIBERG, F N., CLAUSEN, B., LETHOTSKY, M. & GRESKOVÁ, A. 2004. Hydromorphological assessment protocol for the Slovak Republic. Annex 1. In: *Establishment of the Protocol on Monitoring and Assessment of the Hydromorphological Elements. Twinning light Project no. TLP 01-29*.

PINI PRATO, E. 2007. Descrittori per interventi di ripristino della continuità fluviale: Indici di Priorità di Intervento. *Biologia Ambientale*, 21 (1): 9-16.

PITA, P. A. 1973. *El inventario en la Ordenación de montes*. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid.

PRAT, N., MUNNÉ, A. RIERADEVALL, M. & BONADA, N. 1997. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs i el Foix. Informe 1997. Servei de Medi Ambient, Diputació de Barcelona.

PRAT, N., MUNNÉ, A. RIERADEVALL, M. SOLÀ, C. & BONADA, N. 2000. Ecostrimed. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 8. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona. 94 pp.

PRAT, N., MUNNÉ, A., SOLÀ, C., CASANOVAS-BERENGUER, R., VILA-ESCALÉ, M., BONADA, N., JUVANY, J., MIRALLES, M., PLANS M. & RIERADEVALL, M. 2002. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 2000. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius; 10). Barcelona. 163 pp.

PRAT, N., PUÉRTOLAS, L. & RIERADEVALL, M. 2008. *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental.* Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona. 117 pp.

PRAT, N., ORDEIX, M., LLACH, F. & VILALTA, E. 2012. *Els espais fluvials. Manual d'avaluació del planejament urbanístic*. Àrea de Territori i Sostenibilitat, Diputació de Barcelona. 87 pp.

RAVEN, P. J., BOON, P. J., DAWSON, F. H. & FERGUSSON, A. J. D. 1998. Towards a integrated aproach to classifying and evaluating rivers in UK. *Aquatic conservation marine and Freswater ecosystems*, 8 (4): 383-393.

ROMÁN; J. 2010. *Manual de campo para un sondeo de rata de agua (Arvicola sapidus)*. Manuales de Mastozoología. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los mamíferos, SECEM. Málaga. 40 pp.

RONI, P. (ed.) 2005. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, EUA. 350 pp.

SANTO, M. 2005. *Dispositivos de passagem para peixes em Portugal*. Direcçao-Geral dos Recursos Florestais. Editideias – Ediçao e Produçao, Lda. Lisboa, Portugal. 137 pp.

SOLÀ, C., ORDEIX, M., POU-ROVIRA, Q., SELLARÈS, N., QUERALT, A., BARDINA, M., CASAMITJANA, A. & MUNNÉ, A. 2011. Longitudinal connectivity in hydromorphological quality assessments of rivers. The ICF index: A river connectivity index and its application to Catalan rivers. *Limnetica*, 30 (2): 273-292.

STEVENSON, N. J. & MILLS, K. E. 1999. Streambank and Shoreline Conditions a: BAIN, M. B. & N. J. STEVENSON (ed.). 1999. *Aquatic habitat assessment: common methods.* American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. 216 pp.

SZOSZKIEWICZ, K., FERREIRA, M. T., KORTE, T., BAATTRUP-PEDERSEN, A., DAVY-BOWKER, J. E. & O'HARE, M. 2006. European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia*, 566 (1): 211-234.

TACHET, H. 2000. *Invertébrés d`eau douce, systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions, París. 587 pp.

TRAVADE, F. & LARINIER, M. 2002. Monitoring techniques for fishways. *Bull. Fr. Peche Piscic*., 346 suppl.: 166-180.

WELCOMME, R. L. 1980. *Cuencas fluviales*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy. 62 pp.





Ribera rehabilitada para uso lúdico. Río Lima (Portugal).
Foto: Pedro Teiga.
Ribera en su estado ecológico natural. Alta Ribagorça (Cataluña).
Foto: Carles Santana.

2.2 PLANIFICACIÓN DE PROYECTOS

PLANIFICACIÓN DE ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN

Pedro Teiga, Rodrigo Maia y Francisco Veloso-Gomes
Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, s/n 4200-465 Porto PORTUGAL. pteiga@gmail.com

RESUMEN

Se describe una metodología de acción por etapas que debe orientar el ejercicio de planificación de actividades de restauración fluvial para mejorar la eficacia y eficiencia de la intervención. El proceso de planificación de la rehabilitación fluvial se compone de las siguientes etapas: definición estratégica, diagnóstico y caracterización, priorización de problemas y plusvalías, identificación de objetivos, identificación de soluciones, elaboración del proyecto, implementación del proyecto, monitorización del proyecto, programas de verificación y evaluación, implementación de medidas mitigadoras y correctoras, participación pública, asociaciones y coste/beneficios y, por último, la fase de mejoría continuada.
Palabras clave: restauración fluvial, participación pública, formación ambiental, ríos.

ABSTRACT

RIVER RESTAURATION PLANNING. A multi-step methodological approach to restoration planning is described, which intends to guide the activities of river restoration, enabling a greater efficacy and efficiency. The multi-step planning procedure described includes: strategic definition, diagnosis and characterization of the situation, prioritization of problems, identification of goals, identification of solutions, project elaboration, project monitoring, checking and verification, implementation of corrective and mitigation measures, public participation, stakeholder partnerships and cost-benefit appraisal, and continuous long-term improvement.
Key-words: river restoration, public participation, environmental learning, rivers.

1. INTRODUCCIÓN

Los ríos son corredores naturales de gran importancia hidrológica, ecológica y paisajística que integran y establecen ecosistemas complejos. Los ríos son la principal fuente de recursos hídricos, pero pueden ser, también, fuente de otros bienes y servicios y contribuir a la creación de espacios de recreo y disfrute de la naturaleza por parte de la población local, además de ser una fuente de ingresos.

Los usos humanos con necesidad de agua y espacio han conducido a la modificación del paisaje, a la destrucción irreversible de ecosistemas e importantes recursos naturales bajo un punto de vista económico, social y ambiental. Las zonas ripícolas, formadas por la vegetación de las márgenes

ribereñas, son consideradas uno de los hábitats biofísicos más complejos del planeta, ya sea por su biodiversidad, su dinamismo y su productividad primaria, o por su importante función de corredor ecológico, derivada de la interconexión entre el lecho y los márgenes del río con la vegetación.

Toda planificación requiere una metodología de acción que permita desarrollar actividades para mejorar la eficacia y eficiencia de la intervención. Una metodología de planificación puede ahorrar recursos y mejorar la eficiencia, efectuar la prevención de accidentes y desarrollar procesos transparentes y participativos.

Se presenta una metodología general de *restauración* o *rehabilitación de ríos y riberas* estandarizada por etapas que minimiza lagunas en la recopilación de datos, en la estructuración y en la organización de la toma de decisiones. Posibilita, de igual forma, elaborar bases de datos estándares para la investigación, con posibilidad de comparación de resultados, expansión de actuación y análisis de resolución de problemas comunes, tanto nacionales como internacionales. La planificación de la intervención debe estar, preferentemente, integrada en una estrategia general, como forma de minimizar los impactos urbanos y rehabilitar los ecosistemas fluviales, y asociada a las características de la sociedad que con ellos interactúa.

Los principios orientadores de la metodología de actuación siguen etapas secuenciales para lograr una mejoría continua de actuación, contribuyendo a la sostenibilidad. Pretenden contribuir a la realización local de actividades que concilien e integren los valores económicos, ambientales y sociales.

Los principales objetivos de esta metodología son: promover el conocimiento, valoración y mejoría del sistema fluvial; contribuir a la integración de los procesos de rehabilitación, de forma que observen la legislación y los principios de rehabilitación; promover la formación y expansión de buenas prácticas en técnicas de mejoramiento del sistema fluvial; proveer herramientas de acompañamiento y evaluación de intervenciones fluviales; promover el compromiso y la participación ciudadana y facilitar el intercambio de experiencias, investigación y divulgación de buenas prácticas de rehabilitación fluvial.

Esta metodología debe ser aplicada por técnicos municipales, proyectistas, responsables, especialistas en intervenciones fluviales, auditores, propietarios del dominio hídrico, asociaciones y personas interesadas en procesos y proyectos de rehabilitación fluvial.

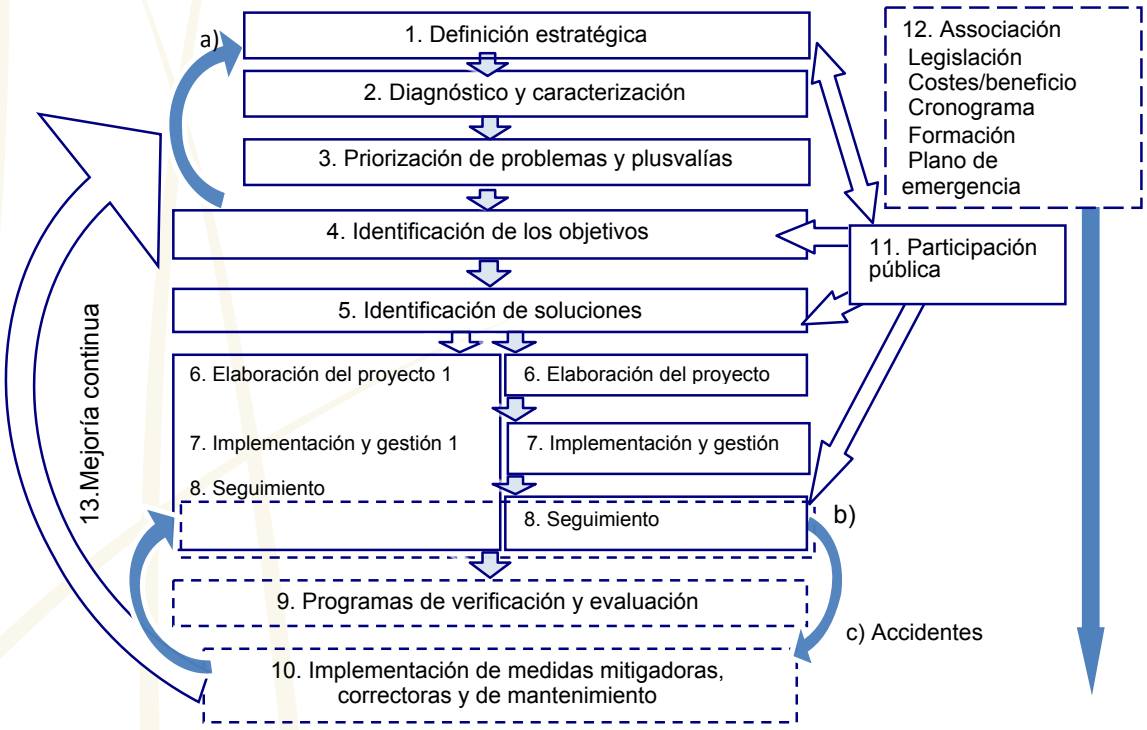


Figura 1. Esquema de propuesta de la metodología general de rehabilitación fluvial: a) Ciclo de etapas secuenciales del proceso de rehabilitación para realización de la estrategia y proyectos. La representación de los ciclos de mejoría continua: a) estrategia; b) monitorización y acciones de mitigación, correctoras y manutención; y c) ciclo detección/mitigación de accidentes (Teiga, 2011).

2. METODOLOGÍA GENERAL DE REHABILITACIÓN O RESTAURACIÓN FLUVIAL

Para desarrollar un proceso de rehabilitación de tramo ribereño es necesario proceder a un conjunto de etapas sucesivas estructuradas y con protocolos de actuación, siguiendo los principios de la rehabilitación con soluciones técnicas de ingeniería, adaptadas a las necesidades socioculturales regionales, con medidas estructurales e inmateriales cuando sean necesarias, acompañadas por una participación ciudadana bien definida (Fisrwg, 1998; Teiga, 2003; Cortes, 2004; Sousa *et al.,* 2009) (figura 1).

En la tabla1 figuran las entidades responsables en cada etapa de la implementación del proceso de rehabilitación fluvial. Todo el proceso debe ir acompañado de participación ciudadana, lo que refuerza el nivel técnico de comunicación y del público en general.

Todas las intervenciones de rehabilitación deben ser de gestión integrada y supervisadas por las administraciones competentes en materia de aguas, con la responsabilidad de todos los propietarios concernidos, privados y públicos. El proceso de planificación de la rehabilitación fluvial se compone de las siguientes etapas (Teiga, 2011):

2.1. Definición estratégica (aplicación al caso portugués):

La estrategia de rehabilitación debe ser clara y determinar quién está involucrado, con indicadores estratégicos de acompañamiento/evaluación, de modo que se alcancen los objetivos predefinidos.

La definición de la(s) estrategia(s) corresponde a la administración competente en materia de aguas (Artículo 9-6 […] y todavía las previstas en los artículos 32 a 43, sin prejuicio del número 6 del artículo 43, con identificación del área territorial objeto de las medidas de protección y puesta en valor de los recursos hídricos y de la monitorización de sus efectos).

La estrategia deberá ordenarse en el ámbito de los Planes de Gestión de Cuenca Hidrográfica PGRH y/o para dar cumplimiento al artículo 32 de la Ley del Agua, con objeto de definir “un conjunto de medidas para la protección sistemática y puesta en valor de los recursos hídricos, complementarias a los planes de gestión de cuenca hidrográfica”.

2.2. Diagnóstico y caracterización

La recopilación de información de diagnóstico y caracterización viene establecida con arreglo a la DMA (Directiva Marco del Agua) y a la Ley del Agua, con el respectivo cronograma de monitorización.

La definición de los lugares y valores de referencia, por tipología de línea de agua, deben estar disponibles en cada administración del agua.

Las estrategias deben definir los indicadores (cualitativos y/o cuantitativos) que se emplearán para cada tipo y de acuerdo con los objetivos de cada proyecto de rehabilitación.

Cada proyecto debe realizar, siempre que resulte posible, un diagnóstico de caracterización de referencia en el lugar de implementación, con carácter previo a cualquier tipo de intervención.

El diagnóstico, así como las metodologías de recogida de datos, debe seguir protocolos de actuación estandarizados. Los elementos a recopilar deben incluir datos sobre gestión, legislación específica, hidrogeomorfológicas, ecológicos, usos del suelo, patrimonio histórico y participación de la población.

2.3. Priorización de problemas y plusvalías

La identificación y tipificación de los problemas e impactos es esencial para encontrar las soluciones técnicas de mejora de los ríos mediante proyectos de rehabilitación fluvial.

Tras la comprobación de los impactos, presiones y vulnerabilidades, así como la determinación del

origen/causas que provocan tales disfunciones, deben jerarquizarse y ponderarse los problemas detectados. La identificación de los valores ambientales y de las plusvalías del sistema ribereño analizado deben igualmente ser tipificados y clasificados.

2.4. Identificación de los objetivos

Los objetivos de los proyectos resultan de las fases anteriores, con la jerarquización de la posible ejecutabilidad de los seleccionados. Ejemplo de objetivos prioritarios para un río/ribera: disminuir la polución y alcanzar el buen estado de las masas de agua (Ley 58/2005); aumentar la conectividad y potenciar los corredores ecológicos, de acuerdo con la DMA; efectuar la gestión del espacio, usos/limitaciones de los lechos de riada por período de retorno; promover la biodiversidad y la gestión sostenible e integrada de las actividades agrícolas, pecuarias, espacios forestales y de los recursos hídricos.

2.5. Identificación de soluciones

Las soluciones escogidas, a desarrollar mediante proyectos, deben respetar el proceso de participación ciudadana y ser las que mejor se adecuen, en las distintas hipótesis contempladas, a garantizar la aplicación de la legislación en vigor y los objetivos establecidos.

2.6. Elaboración de proyectos

Los proyectos a desarrollar deben responder a la priorización y respetar la decisión de los equipos técnicos competentes y multidisciplinares.

Los proyectos pueden ser agrupados en tipologías y de acuerdo con los objetivos.

2.7. Implementación y gestión de los proyectos

En la implementación de los proyectos están previstos su acompañamiento y su gestión. Es fundamental la formación de los equipos de intervención y la observancia de los requisitos legales.

2.8. Monitorización

La monitorización a nivel de estrategia debe ser desarrollada en un plano integrado, con indicadores y valores de referencia. La monitorización a nivel de los proyectos debe ser amplia y estar de acuerdo con lo preestablecido en el pliego de condiciones.

La monitorización debe respetar los indicadores establecidos, los lugares y período de muestreo necesarios, la integración de la base de datos con los resultados obtenidos y el acompañamiento de los trabajos de campo con el registro fotográfico.

La monitorización de acompañamiento de la evolución de los sistemas ribereños debe realizarse en un plan de monitorización con equipos, metodologías y procedimientos distintos, pero compatibles e integrables.

2.9. Programas de verificación y evaluación

Deben verificarse los presupuestos de la estrategia y de los proyectos, así como los resultados esperados por una *checklist.* Los resultados de evaluación deben permitir el proceso de mejoría continua.

2.10. Implementación de medidas mitigadoras y correctoras

Las medidas mitigadoras y correctoras pueden preverse en el caso de las estrategias. Estas pueden ser sintetizadas en guías o manuales, como documentos de apoyo. En el caso de desarrollo de

proyectos, estas medidas deben ser contempladas por el equipo de proyecto. Estos equipos deben determinar cuáles son las actividades más susceptibles de causar impactos y prever las medidas correctoras o de minimización, cuando sucedan.

2.11. Participación ciudadana

La participación ciudadana forma parte del proceso de rehabilitación y debe seguir un plan de actividades específicas. Este plan de actuación debe incluir convenientemente a la población, respetando su cultura y sus tradiciones, particularmente las de los principales usuarios de los lugares donde se desarrollará la rehabilitación. Las actividades dirigidas al público destinatario deben incluir los objetivos y potenciar el desarrollo de las actividades participativas, que incluyan las tres fases de participación ciudadana (información, emisión de opiniones y acción).

La participación ciudadana permite la resolución de conflictos, minimizar costes, disminuir el tiempo de proyecto y aporta soluciones adaptadas a la realidad local para una mejoría sostenida.

2.12. Cooperación, coste/beneficio y cronograma (tiempo/espacio)

La magnitud, complejidad y sostenibilidad de la rehabilitación necesitan establecer varias cooperaciones. Es fundamental conocer la legislación en vigor, así como las normas y condicionantes de la intervención pretendida.

La evaluación del coste/beneficio auxilia a los responsables en las soluciones económicamente más ventajosas y que cumplan la función a la que se destinan.

2.13. La mejoría continúa

La estrategia, tras la materialización del primer proyecto, debe contemplar las reevaluaciones de las diferentes fases para implementar la mejoría continua del proceso diseñado. La mejoría continua puede establecerse en la estrategia en ciclos continuos o en ciclos periódicos. La mejoría continua ayuda a adecuar las actividades de mantenimiento de los objetivos que se espera alcanzar.

La metodología presentada fue aplicada y presentada en Portugal, entre 2006 y 2011, en 18 estudios de casos específicos y en 347 cuestionarios a técnicos en rehabilitación de 106 municipios de las varias administraciones del agua, en el ámbito nacional, ya sea a nivel de extensión del curso de agua, o área de cuenca hidrográfica y caudal. Los resultados demostraron ser una metodología sencilla, interesante, útil y práctica. La evaluación de la metodología de caracterización y diagnóstico demostró ser eficaz para la recogida de datos y la tipificación de problemas en líneas de agua, así como en la progresión de las actividades de intervenciones de mejoría (Teiga, 2011).

Tabla 1. Entidades responsables de la implementación de las etapas en un proceso de rehabilitación fluvial (Teiga, 2011).

Etapas	Entidad o entidades responsables
1. Estrategia	Administración del agua o municipio en área municipal, multimunicipal en la cuenca hidrográfica
2. Diagnóstico y caracterización	Administración del agua
3. Priorización de problemas y plusvalías	Administración del agua
4. Identificación de los objetivos	Administración del agua
5. Identificación de soluciones	Administración del agua, municipios y propietarios

Etapas	Entidad o entidades responsables
6. Elaboración de proyectos	Promotor de un proyecto/obra (propietarios: administración del agua, municipio, junta de Freguesia, empresas, asociación de usuarios). La licencia/autorización es concedida por la administración del agua y puede tener otras entidades interesadas en la decisión.
7. Implementación y gestión de los proyectos	Fiscalización (administración del agua) que en algunos casos delega en el SEPNA (Serviço de Protecção da Natureza e do Ambiente).
8. Monitorización	Administración del agua y en el caso de proyectos por el dueño de la obra
9. Programas de verificación y evaluación	Administración del agua y en el caso de proyectos por el dueño de la obra
10. Implementación de medidas mitigadoras y correctoras	Administración del agua y en el caso de proyectos por el dueño de la obra
11. Participación ciudadana	Administración del agua
12. Parcerías, coste/beneficio y cronograma	Administración del agua (quién desarrolla los proyectos)
13. La mejoría continua	Administración del agua (quién establece estrategias)
14. Detección de accidentes/mitigación	Administración del agua, municipios y protección civil, salud pública, público en general



Figura 2. Ejemplos de proyectos intervenidoscon aplicación de la metodología propuesta de Reabilitación y Restauración Fluvial a) y b) Rio Uíma (Santa Maria da Feira), c) Ribeira da Asprela (Porto).

La selección de indicadores e índices de evaluación deben ser contemplados en la planificación del proceso y en proyectos de restauración y rehabilitación, y considerados para evaluar el nivel de

realización y de éxito de los objetivos de la intervención.
La estandarización de actuación y de la evaluación de las intervenciones permite concluir que la metodología presentada fomentó las buenas prácticas, redujo errores y facilitó la implementación de las intervenciones con mejoría de la eficiencia en la utilización de recursos.

3. CONCLUSIÓN

La planificación de las actividades para la restauración de cursos de agua debe obedecer a una metodología definida. Cada etapa de la misma debe integrar los componentes de acuerdo con la legislación y los actores involucrados, siguiendo los objetivos de la DMA, así como favorecer la comunicación entre los intervinientes involucrados en proyectos de restauración y rehabilitación (técnicos, propietarios, políticos, responsables y población en general).
El objetivo de la planificación de actividades tiene como objetivo promover la valorización y preservación de los ríos y riberas y la participación, basada en la igualdad y sostenibilidad y asentada en una relación técnico-científica saludable entre el hombre y la naturaleza. El diagnóstico, la caracterización y la monitorización de los ríos son esenciales para la corrección de los problemas ambientales de degradación de los ríos y riberas y la protección de los hábitats.
Esta metodología probó ser una herramienta orientadora y facilitadora del proceso de restauración y rehabilitación, adaptable a las necesidades y a los recursos locales y que contribuyen a la implementación de los objetivos de la DMA.
Con la adecuada planificación de la recalificación de los ríos en espacio urbanizado es posible, a través de procesos de restauración y rehabilitación, mejorar la estructura biológica, disminuir el riesgo de riadas, aumentar el valor escénico del paisaje, recuperar los valores culturales y hacer posible una utilización sostenible de los recursos hídricos.

4. BIBLIOGRAFÍA

CORTES, R. M. V. 2004. *Requalificação de cursos de água*. Instituto da Água. Lisboa. 128 p.

FISRWG. 1998. *Stream corridor restoration: principles, processes, and practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group. 96 p.

SOUSA, E., RODRIGUES, M. & TEIGA, P. M. 2009. *Reabilitação do corredor ecológico do rio Uíma (Santa Maria da Feira)*. 1º Seminário sobre Gestão de Bacias Hidrográficas As Regiões Hidrográficas do Norte e as Perspetivas Futuras de Gestão. 2008. Porto, Portugal.

TEIGA, P. M. 2003. *Reabilitação de ribeiras em zonas edificadas*. Tese de Mestrado. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.

TEIGA, P. M. 2011. *Avaliação e mitigação de impactes em reabilitação de rios e ribeiras em zonas edificadas. Uma abordagem participativa*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 645 p.





Cabecera de río ibérico. Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Cataluña). foto: Carles Santana.
Estuario de río ibérico. Río Tajo (Portugal). Foto: Pedro Teiga.

2.3 ORGANIZACIÓN DE PROYECTOS

ORGANIZACIÓN DE UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN FLUVIAL

Rui M. V. Cortes y Luís Filipe Sánchez Fernandes
CITAB/UTAD, Centro de Investigação em Tecnologias Agro-ambientais e Biológicas (CITAB), UTAD, Quinta de Prados, Edif. Ciências Florestais, P-5000-911 Vila Real, Portugal. rcortes@utad.pt

RESUMEN

En este capítulo tratamos de dar la información esencial, pero necesariamente sintética, con respecto a cómo deben ser estructurados los proyectos de restauración fluvial desde el componente técnico hasta el proceso de concesión de licencias. Se consideran las cinco fases en las que debe dividirse un proyecto: a) definir el alcance del proyecto, lo cual implica un análisis exhaustivo del problema, causas y síntomas, así como un análisis preliminar de las opciones posibles; b) recabar información, no sólo de datos (hidrológicos, hábitat, biodiversidad, etc.), sino también del contexto legislativo y socioeconómico; c) análisis de las posibles opciones y limitaciones de una observación crítica, de los condicionantes técnicos y ambientales, en este caso con los propietarios y usuarios, sin olvidar los costos respectivos; d) el desarrollo del proyecto en sí, lo cual merece un análisis particular de los diversos componentes que deben incluirse, es decir, la memoria descriptiva y justificativa, las técnicas a aplicar, incluyendo cartografía detallada, así como la cuantificación del material, las unidades de trabajo y el presupuesto de todos los ítems, ilustrándolo con varios ejemplos de casos de estudio; e) fase de posproyecto, con una atención especial en el monitoreo, cuyo objetivo es evaluar la eficacia de las medidas aplicadas e introducir las medidas correctoras.

Palabras clave: proyecto ejecutivo, planificación, restauración fluvial, recopilación de datos, criterios de evaluación.

ABSTRACT

ORGANIZATION OF A RIVER RESTORATION PROJECT. In this chapter we intend to reveal basic information concerning how the structure of projects of fluvial restoration should be, from the technical background to the licensing process. We have divided a project of this type in five stages: a) project framework, from the origin and magnitude of the disturbance factors and consequences to the aquatic system, including a preliminary analysis of the possible options; b) characteristics of the study area, particularly including the relevant information related to hydromorphlogy, habitat description and biodiversity, not forgetting the legal and socio-economical framework; c) detailed analysis of the different options and a critical observation of the conditioning agents, from the social, technical and environmental aspects to the conflicting issues with land-owners and users, including

the expected and general budget of each alternative; d) project description to be delivered to the regional authorities, which must include the description of the techniques to be used, including detailed maps, and the quantification of the materials and labour as well as prices for all the items, illustrated by several case study examples; e) post-project, with a special mention of monitoring characteristics directed towards the assessment of the efficiency of the adopted techniques and the detection of the eventual need to proceed with corrective measures.
Key words: Restoration planning, baseline survey, appraisal criteria, river restoration.

1. ENCUADRAMIENTO DEL PROYECTO

Un proyecto de restauración fluvial está integrado por una secuencia de trabajos que se inician antes de su elaboración y se deben prolongar después de su aprobación. Para garantizar su implementación, el proyecto debe ser técnicamente adecuado, aceptable desde un punto de vista ambiental y conveniente para las condiciones financieras existentes.

En términos legislativos, las obras de recalificación de márgenes de líneas de agua se consideran obras hidráulicas de categoría III (obras importantes de corrección fluvial) donde la elaboración del proyecto está relativamente supeditada a las obras consideradas “corrientes”, ya que, por el hecho de no ser “obras rutinarias”, se basan en exigencias especiales y soluciones poco usuales debido a su complejidad obligando, por ejemplo, a exigencias técnicas especiales y de innovación, estudio de diferentes soluciones, aspectos ambientales considerados u otros.

La figura 1 resume esta secuencia y los elementos potenciales que han de ser considerados en cada fase. Las etapas finales, las fases IV y V, son las que pretendemos desarrollar más pormenorizadamente. Deben ser éstas las que constan en el pliego de condiciones y son, por lo tanto, las que se remitirán a las autoridades competentes, además de servir de base para que los contratistas conozcan los pormenores técnicos y fundamenten el correspondiente presupuesto permitiendo el adecuado acompañamiento junto con una evaluación de si las medidas implementadas se traducirán en beneficios ambientales y sociales.

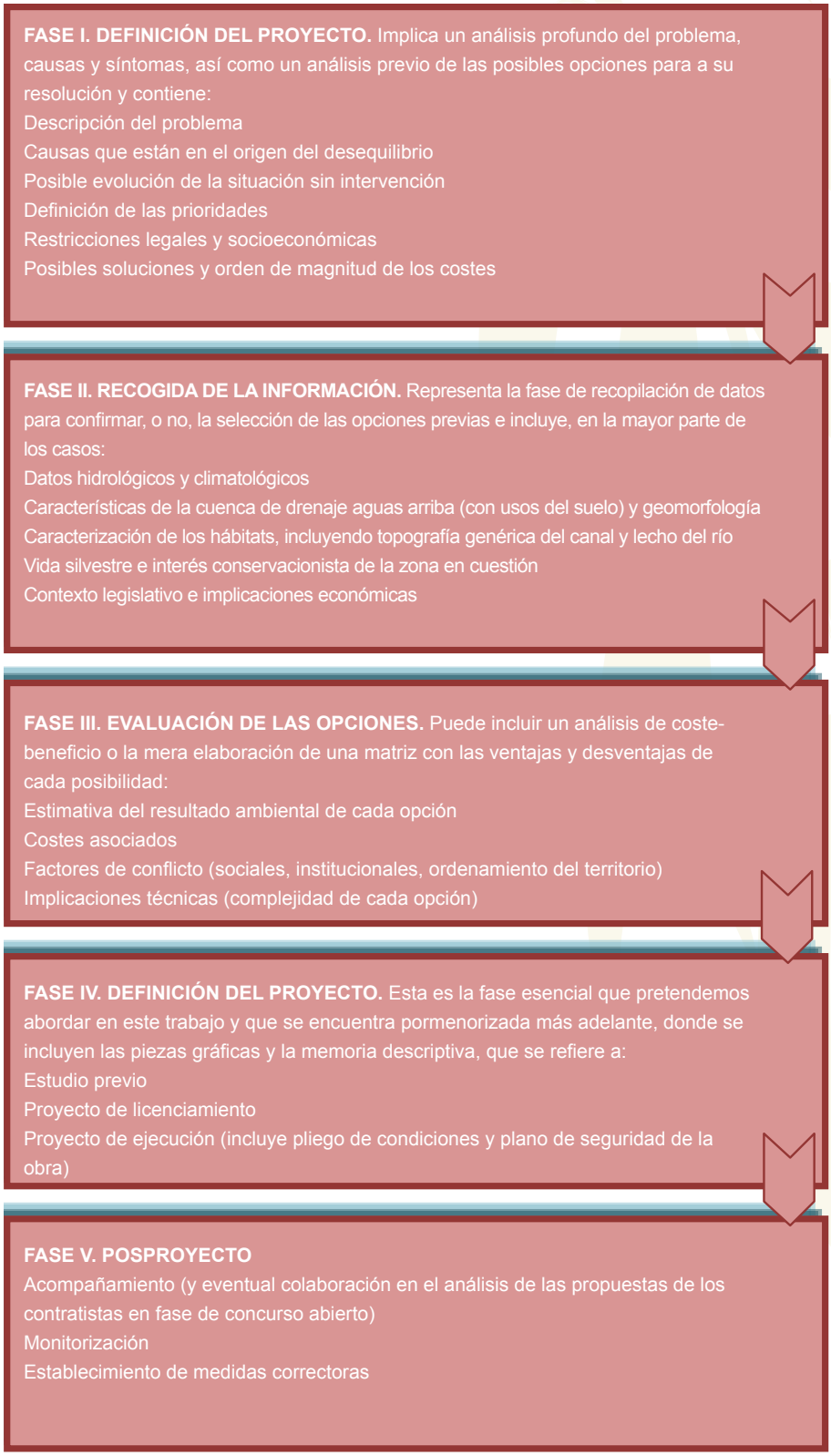


Figura 1. Esquema del conjunto de procedimientos e informaciones a obtener para la realización y seguimiento de un proyecto de restauración, estructurado en 4 fases distintas.

2. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA EN ESTUDIO Y DEFINICIÓN Y ESTRUCTURA DEL PROYECTO. Fases I y II

Sea cual sea la dimensión del proyecto en cuestión, es esencial que la memoria descriptiva empiece por integrar el segmento fluvial que se desea recuperar en su conexión con las características de la cuenca hidrográfica, de modo que justifique la prioridad de la selección del lugar, además de señalar las actuaciones propuestas. Es decir, la identificación de los factores de perturbación, de las características hidromorfológicas y hábitats afectados y de la propia biodiversidad no debe limitarse solamente al sector específico por el que existe un interés más inmediato en su recuperación. Nótese que si en dicho lugar existen fuentes de contaminación, factores que alteran las condiciones hidrológicas (embalses, captaciones de agua), cambios históricos que llevaron a un desequilibrio profundo en el transporte sedimentario (por ejemplo, extracción de inertes), usos del suelo que potencian su impermeabilización, todo ello puede afectar el éxito de la intervención que se pretende realizar. Así, un análisis espacial más amplio y la apreciación a lo largo del tiempo de la dinámica de los fenómenos de degradación observados son esenciales para entender la justificación de las técnicas que son propuestas y descritas, y que resultan de la respectiva memoria descriptiva. Por otra parte, la restauración de un ecosistema está intrínsecamente ligada al restablecimiento de la conectividad fluvial, que pretende reducir los efectos nefastos de la fragmentación, por lo que la memoria descriptiva debe prever la forma en que las acciones propuestas se reflejen a este nivel. Además, cualquier intervención en los hábitats debe ir precedida de una identificación biológica que permita conocer la composición y estructura de la fauna y flora dependientes del medio acuático, de tal manera que sea posible evaluar su posterior evolución o, lo que es lo mismo, si las intervenciones propuestas se traducen en la recuperación integrada del medio acuático.

Pondremos de ejemplo algunos casos asociados con cursos de agua sujetos a fuertes impactos erosivos y/o proliferación de especies exóticas. Las medidas propuestas para la recalificación de sectores degradados del río Támega y del río Estorão (cuenca del Lima, Cortes *et al*., 2004) llevaron a la identificación previa de las comunidades faunísticas (invertebrados y peces), con especial incidencia de las migratorias, de una zona circundante bastante más dilatada que la del área de intervención y de las características hidromorfológicas a lo largo de la línea de agua. A su vez, la selección de tramos a rehabilitar en la ribera de Odelouca vino precedida por una identificación de la red de drenaje de toda la cuenca (Cortes *et al*., 2010), en particular de la geomorfología, de las comunidades ripícolas y de las especies piscícolas nativas. Y aún más, como ejemplo, la intervención en la desembocadura del Lima se basó en el análisis histórico de las alteraciones de los flujos sedimentarios verificadas en las últimas décadas a causa de las industrias extractivas y de la posterior construcción de los embalses de Alto Lindoso y Touvedo en su tramo superior (Cortes *et al*., 2011). Incluso en una zona urbana donde se realizó una intervención muy localizada -río de Castanheira, afluente del río Tinto- condujo a una apreciación de las condiciones históricas hidráulicas en esta zona, asociadas con las inundaciones y con la propia artificialización del río Tinto en las últimas décadas (Cardão *et al*., 2012).

3. ELABORACIÓN DEL PROYECTO. Fases III y IV

Pese a que formalmente pueda dispensarse la presentación de las fases del proyecto, éstas comprenden un programa base, un estudio previo, que deberá indicar las posibles opciones, enunciando las ventajas y desventajas asociadas, singularmente los eventuales conflictos en relación con la utilización del área que se pretende rehabilitar, un anteproyecto y el proyecto de ejecución y asistencia técnica.

Una vez aprobado el estudio previo por el dueño de la obra o promotor, nacerá el proyecto de ejecución que se destina a habilitar todos los elementos necesarios para la definición precisa de los trabajos a ejecutar. Así, después de la solicitud y de la obtención de la licencia para el proyecto base ante las entidades competentes al efecto (ICN, ARH, ayuntamientos, etc.), surge la necesidad de elaborar piezas escritas y dibujadas capaces de auxiliar inequívocamente a la interpretación del proyecto por parte de las entidades intervinientes en la ejecución de la obra. Es decir, le sigue el proyecto de ejecución sobre el cual pondremos más énfasis en este artículo por su mayor importancia relativa.

El **proyecto de ejecución** está constituido por una serie de informaciones escritas y dibujadas de fácil interpretación, con arreglo a lo dispuesto en la legislación y reglamentación aplicable. Esencialmente, contempla:
a) **Memoria descriptiva y justificativa**, donde se hace la descripción general de la obra determinando su localización, implantación, adecuación e integración respecto a los condicionantes locales existentes o planeados. El encuadramiento y la justificación de la obra también deberán ser abordados en esta pieza escrita, así como la descripción de la solución adoptada, basada en los aspectos técnicos y reglamentarios vigentes con exposición de los cálculos eventuales y las dimensiones e indicación de las características de los materiales y elementos utilizados en la obra en cuestión. En atención a la implementación de las soluciones y técnicas constructivas, se expondrán y se describirán las tareas y trabajos a ejecutar durante la obra.

b) **Mediciones y mapas de cantidad de trabajos**, donde se reseñan los trabajos y tareas a llevar a cabo en la obra en cuestión. Para una mejor comprensión y sistematización de esta pieza, se elabora una “tabla tipo” donde consta el articulado de los capítulos en estudio, su descripción o designación, la unidad de medida utilizada en ese capítulo y la cantidad respetiva (ejemplo en las tablas 1 y 2). En este ejemplo concreto, y para la medición de la capa de escollera con bloques angulares de granito (50-80 cm), podemos ver que entre los perfiles transversales 4 y 5, que distan entre sí 20 m, hay un área transversal de 3,16 m^2 y 3,00 m^2, respectivamente. Se traducirá tal medición en 63,20 m^3 y 60 m^3 de volumen de escollera en el área de influencia de estos dos perfiles. Le sucede, posteriormente, un apartado en el mapa de cantidad de trabajo que resulta del sumatorio de escollera aplicado en todos los perfiles considerados en obra, en este caso de 2.874,18 m^3.

Tabla 1. Ejemplo de mapa de medición, capa de escollera (bloques angulares de granito: 50-80 cm) junto al margen del río.

Perfil	abscisa	distancia entre perfiles (m)	distancia media (m)	área transversal (m^2)	volumen escolleras (m^3)
1	0		10	2,92	29,2
		20			
2	20		20	2,92	58,4
		20			
3	40		20	3,22	64,4
		20			
4	60		20	3,16	63,2
		20			
5	80		20	3	60
		20			
6	100		20	2,96	59,2
		20			
7	120		20	3,7	74

Tabla 2. Ejemplo de mapa de cantidad de trabajo.

Artº	Designación	Unidad	Cantidad
3.1	Suministro y ejecución de capa de escollera con bloques angulares de granito, dimensiones 50/80 cm.	m^3	2.874,18

c) **Presupuesto** basado en la descripción de trabajos y respetivas cantidades obrantes en los mapas de mediciones. También aquí la elaboración de una tabla o "tabla tipo" viene justificada por una mejor comprensión de los asuntos descritos (ejemplo en la tabla 3). Tomando como referencia el apartado anterior (escollera en bloques de granito), podemos visualizar que se prevé un coste unitario de 19,00 € para los 2.874,18 m^3, resultando así una estimación presupuestaria de 54.609,42 €.

Tabla 3. Ejemplo de estimación presupuestaria para un determinado apartado.

Artº	Designación	Unid.	Cantidades	Precio/unidad	Precio Total
3.1	Suministro y ejecución de capa de escollera con bloques angulares de granito, dimensiones 50/80 cm.	m^3	2.874,18	19	54.609,42

d) **Piezas diseñadas** ilustrativas y como complemento a las piezas escritas del proyecto y de acuerdo con lo establecido para cada tipo de obra. Deben contener las indicaciones suficientes e indispensables, incluyendo todos los pormenores necesarios para la perfecta interpretación, implantación y ejecución de la obra. Un levantamiento topográfico exhaustivo del lugar de la intervención, así como de sus alrededores, servirá de base para los trabajos que se desarrollarán en el lugar. La planta de la localización de la obra y la planta general, haciendo parte de la misma un esquema general de la obra que contenga el trazado sobre plano en una escala adecuada a una visión de conjunto del sistema concebido, se convierte en una pieza fundamental del proyecto. Se ilustra, en la figura 2, parte de una planta general de la intervención propuesta para la recalificación de las márgenes del Río Lima en Cardielos, promovida por el municipio de Viana do Castelo (Cardão *et al*., 2012). Además de otros elementos, se visualizan en esa figura una serie de perfiles que tendrán, individualmente, un tratamiento dibujado e ilustrativo de su constitución, siendo destacados en términos de plantas, alzados y cortes con representación a escalas apropiadas (Fig. 3). Una leyenda convenientemente elaborada, tanto a nivel de planta como de alzados y cortes, servirá de ayuda para la necesaria interpretación y comprensión de las piezas diseñadas y su consiguiente ejecución. Los perfiles longitudinales y transversales considerados, además de un esclarecimiento evidente en términos de proyecto, permiten la elaboración de los mapas de mediciones de cantidad de trabajo y del consiguiente presupuesto, pieza referida anteriormente y de innegable importancia. Otras piezas diseñadas en función de las intervenciones previstas pueden ser mostradas como presentaciones en planta y perfiles de trabajos de consolidación y drenaje, proyecto de acceso a la obra, arreglos paisajísticos u otros.

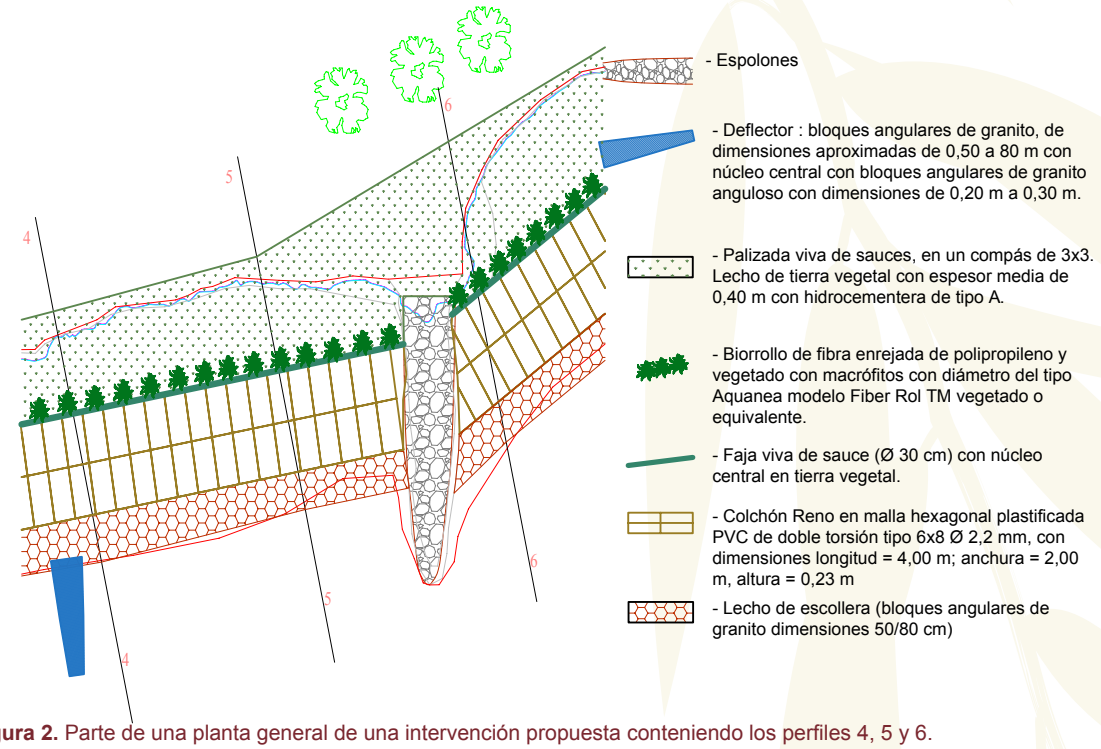


Figura 2. Parte de una planta general de una intervención propuesta conteniendo los perfiles 4, 5 y 6.

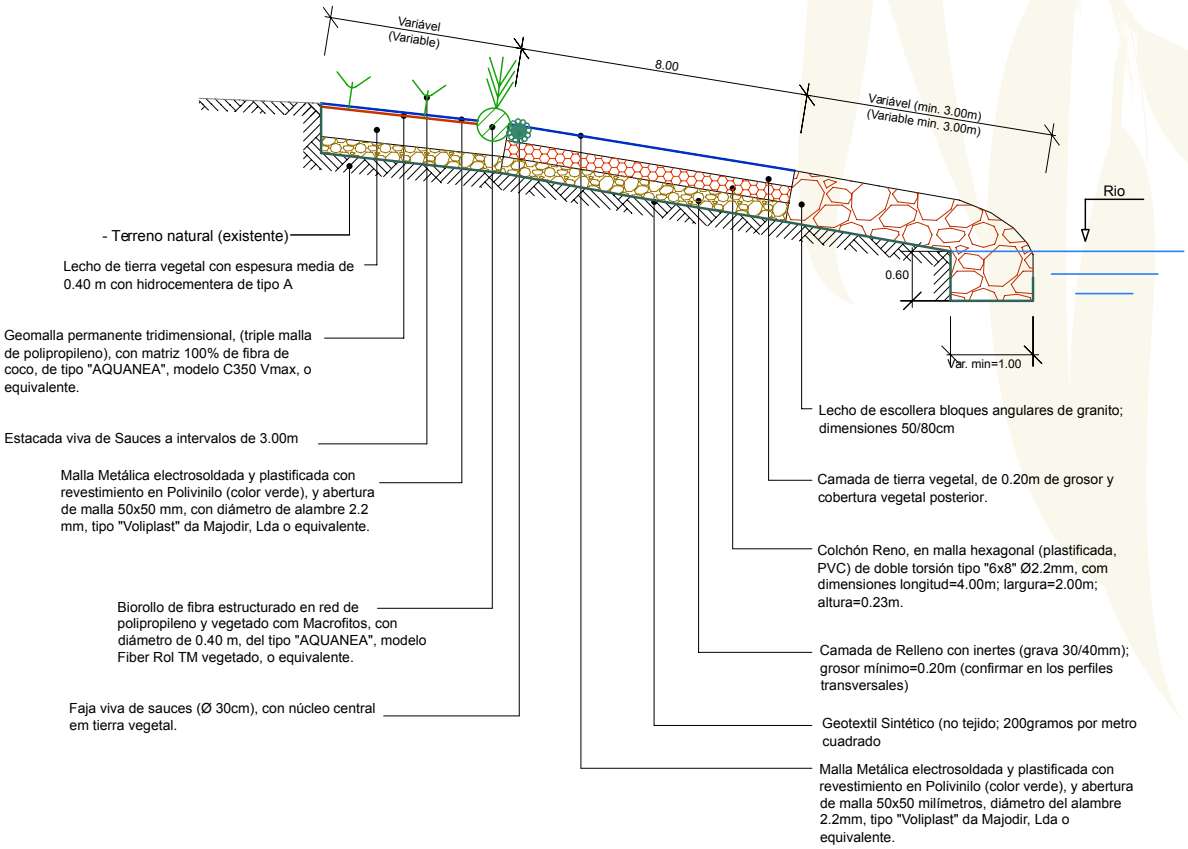


Figura 3. "Perfil tipo" con especificaciones de los materiales utilizados.

e) **Condiciones técnicas, generales y especiales del pliego de condiciones**. Entre los muchos elementos que pueden incluirse en esta pieza escrita, constarán los dedicados al control de calidad de los trabajos a ejecutar, así como las prescripciones relativas a los materiales utilizados en las distintas fases de la/las intervención/es. Los trabajos de movimientos de tierras, los métodos constructivos utilizados o los trabajos de recalificación ambiental, entre otros, deben formar parte de estas condiciones técnicas.

Corresponde además al proyectista, ante la naturaleza de la obra, la elaboración del plan de observación que garantice las **condiciones de seguridad de la obra**. Este plan de higiene, seguridad y salud en la obra tiene como principal objetivo la prevención de siniestros. Además de contener la descripción de la obra, aborda los condicionamientos para la ejecución de los trabajos y señala las disposiciones particulares relativas a determinadas tareas. La cobertura de seguros, la asistencia médica a accidentados y los protocolos relativos a la seguridad e higiene en el trabajo, o el análisis de riesgos específicos para cada categoría de trabajadores y los equipamientos utilizados, habrán de ser previstos y expuestos en esta pieza escrita.

A petición del dueño de la obra, podrá formar parte de este proceso el **Plan de Prevención y Gestión de Residuos de Construcción y Demolición** donde, además de la introducción y el encuadramiento de la obra, se hace la prevención y la gestión de los residuos provenientes de las diferentes tareas constructivas previstas.

El proyecto de ejecución surge siempre asociado a la **asistencia técnica** al proyecto, con el propósito de que quede garantizada la conformidad de la obra ejecutada con el proyecto y con el pliego de condiciones, así como el cumplimiento de las normas legales y reglamentarias aplicables. En cuanto a las informaciones y aclaraciones relativas al proyecto en fase de ejecución, tales aclaraciones y dudas deberán ser igualmente atendidas en la fase del procedimiento de celebración del contrato y en la adjudicación de la obra. Ejemplo de ello serán las eventuales dudas y/o omisiones relativas al proyecto durante la preparación del proceso del concurso para la adjudicación del contrato por parte del dueño de la obra o promotor y posteriormente en la fase de concurso, las informaciones y las aclaraciones solicitadas por los licitadores a la obra.

4. POSTPROYECTO: MONITORIZACIÓN DE LA EFICACIA DE LA RESTAURACIÓN/ RECALIFICACIÓN. Fase V

Para apreciar el éxito de la restauración es muy útil definir, de partida, un conjunto de indicadores dispersos entre varias áreas multidisciplinares, dado que, como hemos visto, este proceso es sistémico e integrador. Conociendo las dificultades para que esta fase esté debidamente contemplada en el presupuesto del proyecto, es esencial que los proyectistas, a pesar de todo, incluyan en el pliego de condiciones el plano de monitorización de la obra, advirtiendo a los promotores a tal efecto.
Este aspecto debe ser abordado a dos niveles muy distintos, y con costes muy dispares, de acuerdo con la magnitud del esfuerzo de intervención: a) si el trabajo de campo es relativamente localizado, podremos utilizar una tabla restringida de indicadores, recurriendo a un trabajo de campo limitado, ya sea en términos biológicos o hidromorfológicos; b) si la intervención está asociada con una escala espacial más vasta y sistémica, singularmente si resulta de los Programas de Medidas (PM) incluidos en los Planos de Gestión de la Región Hidrográfica (PGRH) para masas de agua que no

cumplen los niveles de calidad ecológica, y que se pretenden alcanzar, así la monitorización que evalúa la tasa de éxito del PM deberá ser realizada de acuerdo con los principios de la Directiva Marco del Agua (DMA). En el primer caso podemos aplicar una metodología semejante a la que se encuentra sintetizada en la tabla 4 (que sigue en líneas generales los principios de Armin *et al*., 2008, ampliamente divulgados en Suiza), en la que el éxito de cada medida de restauración es medido en una escala del 0 al 1. Resulta claro que siempre quedará la duda del plazo temporal en el que se desarrollará la monitorización tras la finalización de los trabajos, pero, como criterio rector, podemos considerar que el seguimiento de la evolución deberá tener lugar, cuanto menos, en dos períodos distintos, correspondientes al primer año tras la finalización de los trabajos y cuando se produzca una riada mediana, o sea, para un intervalo de recurrencia de 2,33 años. A su vez, si el marco de intervención está asociado con las tareas mencionadas en el apartado b), será esencial el muestreo de elementos biológicos (macroinvertebrados, diatomáceas y peces que se encuentran actualmente intercalibrados), así como de los elementos de soporte (caracterización hidromorfológica y fisicoquímica) de acuerdo con la observancia estricta de los protocolos estipulados por el INAG para la monitorización derivada de la DMA (Directiva Marco del Agua) y que pueden ser consultados en http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/docs_apoio/nacionais.html.

Tabla 4. Evaluación del proceso de restauración. Cada indicador está clasificado en una escala del 0 al 1 y obliga a una cuantificación siguiendo rigurosamente el mismo criterio, antes y después de la intervención (adaptado de Armin *et al*, 2008).

Clasificación del indicador	Indicador
Uso recreativo	Núm. de visitantes
	Variedad de oportunidades recreativas
	Grado de satisfacción del público
	Accesibilidad del público
Peces	Abundancia de especies
	Diversidad de especies
	Grado de satisfacción de los pescadores deportivos
Hidromorfología e hidráulica	Variabilidad de mesohábitats (*riffles* y *pools*)
	Variabilidad de microhábitats (substrato y zona ribereña)
	Sedimentación del canal por finos
	Grado de transformación del canal fluvial (alargamiento del lecho de la riada, agradación *versus* incisión)
Margen	Heterogeneidad de la base de la margen
	Estabilidad
	Grado de artificialización o modificación antropogénica
	Abrigo para invertebrados y peces
Vegetación	Estructura y diversidad de la vegetación ripícola
	Contención de la proliferación de especies exóticas
Costes	Necesidad de nuevas intervenciones y costes respectivos

5. BIBLIOGRAFÍA

ARMIN, P., HOSTAMNN, M., ROULIER, C., SCAHGER, E., WEBER, C. & WOOLSEY, S. 2008. River restoration: The long road to success? In: *4th ECRR Conference on River Restoration*. B. Gumiero, M. Rinaldi & B. Fokkens (eds.): 593-606. CIRF/UNESCO. Venice.

CARDÃO, J., SANCHES FERNANDES, L. F. & CORTES, R. M. V. 2012. Implementação de técnicas de engenharia natural e de hidráulica fluvial na requalificação dum rio em zona urbana: o caso da Ribª da Castanheira (Rio Tinto), 11º Congresso da Água. Porto, Portugal.

CORTES, R. M. V., OLIVEIRA, D. G., LOURENÇO, J. M., & FERNANDES, L. F. S. 2004. Different approaches for the use of bioengineering techniques in the rehabilitation of lotic and lentic systems: two case studies in North Portugal. In: *Fifth International Symposium of Ecohydraulics*. Diego Garcia Jálon & Pilar Vizcaíno Martinez (eds.): 658-662. IAHR, Madrid.

CORTES, R. M. V., BARREIRA, J., BOAVIDA, I. M., HUGHES, S. J. & VARANDAS, S. 2010. Um exemplo dum programa de requalificação fluvial integrada: o caso da Ribeira de Odelouca (bacia do Arade). Actas do 10º Congresso da água da APRH. Faro, Algarve.

CORTES, R. M. V., L. F. SANCHES FERNANDES1, J. M. N. CARDÃO & J. JESUS. 2011. Alteração da reposição sedimentológica no estuário do Lima: consequências erosivas e limites da restauração à escala local, Actas I Congresso Ibério de Restauração Fluvial Restaurarios. Zaragoza.





Isla fluvial. Curso medio-alto del río Ter (Catalunya). Foto: Marc Ordeix.
Valle fluvial. Río Odelouca (El Algarve). Foto: Antonio Fabiao.

2.4 LA APLICACIÓN DEL PROTOCOLO APR

LA APLICACIÓN DEL PROTOCOLO APR PARA LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE RESTAURACIÓN FLUVIAL EN CATALUÑA

Laura Puértolas y Narcís Prat
Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal, 643 08028 Barcelona. laura.puertolas@gmail.com

RESUMEN

Nuestro principal objetivo ha sido el desarrollo de una metodología centrada en la evaluación de los proyectos de rehabilitación fluvial, con el objeto de introducir cierta objetividad en su análisis. Hemos diseñado el protocolo de Evaluación de Proyectos de Restauración Fluvial (APR) para evaluar los contenidos de un proyecto de rehabilitación fluvial, su factibilidad y su relevancia para la consecución de los objetivos de la restauración. En este protocolo se valoran los contenidos de los proyectos a través de un proceso con cinco partes: diagnosis, objetivos, actuaciones, seguimiento y presupuesto. Todos estos aspectos se evalúan tanto desde la vertiente ambiental como la socioeconómica.

Hemos puesto a prueba la fiabilidad del protocolo a través de su aplicación a un conjunto de proyectos de restauración. Como resultado, hemos podido explorar la práctica de la restauración de ríos mediterráneos en nuestro área (Cataluña, NE de la península Ibérica). Por tanto, una primera parte de los resultados está centrada en el análisis de los proyectos. Por otro lado, uno de los principales hitos que hemos logrado es la creación del protocolo APR. Ha sido posible distinguir los proyectos que presentan un diseño adecuado de aquellos que presentan carencias importantes en cuanto a contenidos y enfoque, independientemente de su dotación económica. Los objetivos de nuestro ejercicio se han logrado, puesto que se ha obtenido, por un lado, una herramienta que evalúa los contenidos de los proyectos y, por otro, un proceso paso a paso que se puede utilizar para mejorar el diseño de futuros proyectos, lo que ayuda a tener en cuenta el máximo de elementos en cada apartado. Esperamos que esta metodología se pueda mejorar en el futuro a medida que los agentes que participen en la recuperación de los espacios fluviales compartan sus resultados y experiencias.
Palabras clave: restauración fluvial, proyectos, Mediterráneo, Cataluña.

ABSTRACT

IMPLEMENTATION OF THE APR PROTOCOL IN RIVER RESTORATION PROJECTS IN CATALONIA. Our main objective was to develop a methodology focused on the evaluation of river rehabilitation projects in terms of design in order to introduce some objectivity in their analysis. We have designed the APR protocol to evaluate objectively the contents of a rehabilitation project its feasibility to be completed and its relevance for restoration purposes. In this protocol 5 steps in the project content are evaluated: Diagnosis, Objectives, Measures, Monitoring program and Budget. Both from the environmental and socioeconomical point of view.

We tested the accuracy of this protocol by its application to a set of restoration projects. As a consequence, we can explore the practice of river restoration in our area (Catalonia, NE Spain). Thus, a first part of the results is focused on project's analysis. On the other hand, a result of our research is the APR protocol itself. It has been able to distinguish well designed projects from those that were poorly designed, independently of their budget. The objectives of our exercise have been accomplished as we get a tool that objectively evaluates project's contents. In addition, as it is a step by step procedure, it can be used to improve the design of projects by helping to consider as much elements as possible in each section. We expect that this procedure could be ameliorate in the future as all restoration practitioners share their experiences.
Keywords: River restoration, projects, Mediterranean, Catalonia.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos llevan a cabo muchos procesos que suponen un beneficio para los humanos, como por ejemplo, mitigar las avenidas o reducir el contenido de nutrientes y sedimentos del agua antes de que lleguen a las zonas costeras (Posel & Richter 2003; Covich *et al*., 2004; Palmer & Allan, 2006). Históricamente, el uso de los recursos naturales asociados a los espacios fluviales los ha conducido a una degradación debido a las actividades humanas. Por ejemplo, la alteración del régimen hidrológico debido a la presencia de embalses, esclusas, derivaciones con finalidades hidroeléctricas o con otros usos industriales, agrícolas o domésticos, etc., que han cambiado profundamente los procesos que regulan la estructura y las funciones del ecosistema (Poff *et al*,. 1997). La toma de conciencia de que estos servicios están comprometidos (Giller, 2005) y que hay que mantenerlos, ha conducido a que la restauración fluvial sea hoy día un trabajo de creciente importancia.

Dado el aumento en el número de proyectos que se ha ido detectando en los últimos años, es importante que los que se consideran de restauración, rehabilitación o mejora del espacio fluvial asuman ciertos principios fundamentales para garantizar su coherencia. En este sentido, algunos autores han propuesto estándares como requisitos mínimos para lograr el éxito de los proyectos de restauración fluvial (Palmer *et al*; 2005). Un adecuado diseño de los proyectos de recuperación fluvial es condición necesaria, aunque no suficiente, para lograr un cambio positivo en el ecosistema. Es esencial que el proyecto, en primero lugar, realice una adecuada diagnosis del ecosistema, sobre la cual fundamentar los objetivos, considerando el potencial de la zona. Estos condicionarán en buena medida las actuaciones que deben permitir lograrlos (Puértolas, 2007).

En este contexto, los objetivos principales de nuestro trabajo han sido identificar los contenidos que idealmente debería tener un proyecto de recuperación fluvial y diseñar un protocolo que permita un análisis lo más objetivo posible. Hemos aplicado el protocolo a un conjunto de proyectos de recuperación fluvial que se han llevado a cabo en Cataluña, con el doble objetivo de ponerlo a prueba y de conocer el estado de esta materia en nuestro país.

2. METODOLOGÍA

El procedimiento para llevar a cabo la investigación ha constado de diversas etapas, comenzando por la definición de los contenidos teóricos de los proyectos de recuperación fluvial, a partir de una exhaustiva revisión bibliográfica. Esta incluyó también la consulta de proyectos llevados a cabo en otros países, destacando Gran Bretaña (The River Restoration Center), Estados Unidos (NRRSS database), Suiza (Proyecto Rhône-Thur de EAWAG) y Francia (EAURMC, 2006). Por otro lado, se buscaron los proyectos de recuperación que se habían llevado a cabo en Cataluña, efectuando contactos con diversas entidades que desarrollan proyectos, así como con la Agencia Catalana del Agua (en adelante, ACA), para realizar una primera catalogación de los proyectos existentes.

Se han revisado un total de 23 proyectos, de los cuales finalmente se han seleccionado 17. Los criterios seguidos durante esta fase se enfocaron a la búsqueda de proyectos de gestión fluvial orientada a mejorar el estado, con proyectos centrados en el propio río o en otras partes del espacio fluvial (terrazas fluviales, llanos aluviales, balsas dentro de la zona inundable, etc.). En este sentido, se han descartado proyectos que ya de entrada iban dirigidos a actuaciones sectoriales (p.e. de mejora de la red de caminos fluviales, de creación de un parque de huerta o de desarrollo de infraestructuras en el entorno fluvial) y de otros para los cuales no se disponía de toda la información. Estos 17 proyectos que forman parte del presente estudio, se encontraban en diferentes estados de ejecución. Una vez hecha esta revisión, se ha completado el diseño del protocolo con las conclusiones extraídas de los proyectos catalanes, para ajustarlo más a su casuística concreta. Para poner a prueba el protocolo, se ha llevado a cabo la valoración de este grupo de 17 proyectos, que se considera representativo de los proyectos de mejora de los espacios fluviales que se han elaborado en Cataluña durante la primera etapa de la investigación. Como apunte metodológico, los cálculos económicos que se llevan a cabo en el trabajo a partir de los proyectos consultados se han efectuado siempre en base al presupuesto ejecutivo (o de ejecución material), de manera que no incluyen los gastos estructurales (13%), el beneficio industrial (6%) ni el Impuesto sobre el Valor Añadido (IVA, del 16% en el momento de realizar el estudio), que una vez añadidos al presupuesto ejecutivo dan como resultado el coste final. Finalmente, el tratamiento estadístico de los datos se ha efectuado con el paquete estadístico Ginkgo v.1.5.7. (De Cáceres, 2005).

3. RESULTADOS

3.1. Proyectos recopilados

El conjunto de proyectos consultados son una muestra representativa de la manera como se hacían los proyectos de restauración a finales de la década de los 90 del siglo pasado. Entonces se trataba de proyectos muy vinculados a entidades privadas y organizaciones no gubernamentales y normalmente con un presupuesto limitado. El compromiso local de muchos municipios con la Agenda 21 ha podido contribuir también al desarrollo de algunos proyectos a nivel municipal. A medida que se va tomando conciencia de la importancia de los ecosistemas fluviales y a partir de la entrada en vigor de la DMA (2000/60/CE) se diversifican las iniciativas encaminadas a mejorar el Estado Ecológico de los ríos. En los últimos años, las administraciones han visto en este tipo de proyectos una vía para mejorar el estado de los ríos y alcanzar el Buen Estado Ecológico el año 2015.

En términos económicos, se han observado diferencias muy destacables entre los presupuestos de los proyectos consultados, que van de los 9.000 a los casi 8 millones y medio de Euros (figura 1).

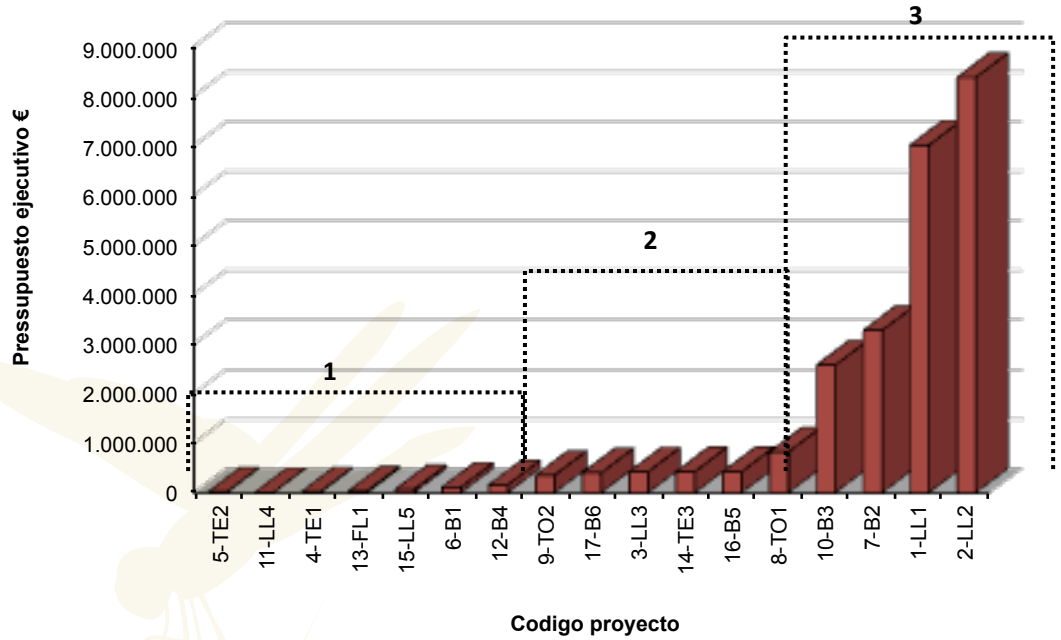


Figura 1. Presupuesto ejecutivo expresado en euros de los proyectos incluidos en el estudio, donde se pueden establecer tres grupos.

Los códigos con los que aparecen los proyectos en el gráfico corresponden a la orden de consulta y a la vertiente a la cual pertenecen, con una última cifra que indica la orden dentro de los proyectos de la misma vertiente. Los 17 proyectos se encuentran repartidos entre 5 de las Cuencas Internas de Cataluña (figura 2). El principal foco de contaminación que afecta a la calidad de los recursos hídricos de las cuencas internas catalanas está en el sector central de dichas cuencas, debido a la importante presión antrópica que sufre la zona. Este hecho se ve reflejado con un mayor número de proyectos en cuencas que han sufrido graves alteraciones del Estado Ecológico de los ríos. Es el caso de la cuenca del Besòs y la del Llobregat, que reúnen más del 60% de los proyectos, localizados en muchos casos en zonas de influencia de grandes núcleos de población (Barcelona, Martorell, Sabadell, Granollers, etc.).

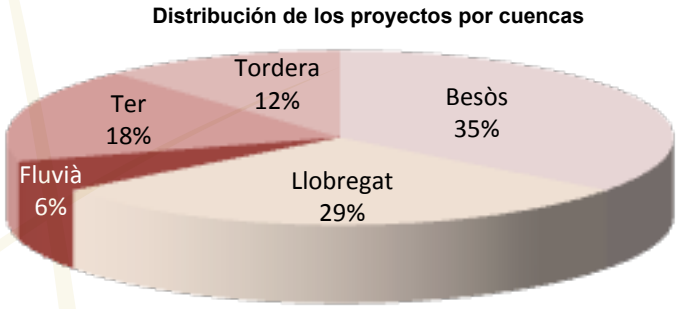


Figura 2. Distribución de los proyectos por cuencas hidrográficas.

Los promotores de estas iniciativas son fundamentalmente administraciones públicas (ayuntamientos, diputaciones, consorcios, etc.) si bien en algunos casos encontramos proyectos impulsados por organizaciones no gubernamentales o fundaciones privadas. Las orientaciones de los proyectos son diversas, pero distinguimos aquellos más sectoriales, que se centran en una parte concreta del

ecosistema (p.e. el bosque de ribera) de los más globales, donde todo el ecosistema es objetivo de la restauración. En particular, se ha observado que un de los objetivos más habituales en Cataluña es la lucha contra las especies invasoras y entre estas, la que se encuentra más extendida en los cursos fluviales catalanes es la caña (*Arundo donax*). Para combatirla, se llevan a cabo actuaciones diversas y a diferente escala (Puértolas *et al*., 2010).

3.2. El protocolo APR

Nuestra aproximación parte de la experiencia en la diagnosis ambiental de los ríos, que se sintetizó en un libro (Prat, Puértolas & Rieradevall, 2008), y de la necesidad de establecer un sistema que incorpore tanto la vertiente más ecosistémica como la socioeconómica. Su diseño se ha llevado a cabo a partir de las diferentes partes y acciones que en general uno espera encontrar en un proyecto de restauración fluvial (figura 3).



Figura 3. Esquema de los apartados de un proyecto y las relaciones entre ellos sobre el que se desarrolla el protocolo APR.

El planteamiento comienza considerando que es necesario un orden secuencial entre las partes del proyecto. Este se basa en una diagnosis bien elaborada que detecte no solo los impactos sobre los diferentes compartimientos del ecosistema fluvial, sino también (si se conocen) las causas o los procesos que los han provocado. Asimismo, hay que incluir la diagnosis de los aspectos sociales que permitan entender la relación entre la población local y el ecosistema a diferentes escalas de tiempo y de espacio. Esta dualidad debe mantenerse a lo largo de todas las partes del proyecto. Los objetivos, aunque existan de entrada, deben imbuirse de las conclusiones de la diagnosis; además, se deben plantear previendo la posterior valoración del cumplimiento alcanzado. Las actuaciones deben estar en concordancia con aquello que uno espera lograr, y considerar de qué manera quiere lograrse, aprovechando las potencialidades del caso (p.e. disponibilidad presupuestaria vs. plazo de respuesta). Finalmente, hay que entender el Plan de Seguimiento como una parte fundamental para validar todos los pasos llevados a cabo y para proporcionar una valiosa información de cara a futuras intervenciones, que contenga objetivos concretos y una planificación sobre un conjunto de indicadores cuantificables. Finalmente, el presupuesto es un elemento condicionante del proyecto desde su inicio, que se ha querido valorar también en términos de contenido y ajuste al resto de apartados; en términos absolutos se comentarán las implicaciones, pero se puede valorar específicamente en esta primera versión, ya que en pocos de los proyectos se especifica de manera suficiente como se invierte el dinero en función del tipo de actuación.

El APR se ha estructurado en 5 apartados, divididos cada uno de ellos en dos subapartados que valoran sus aspectos ambientales (A) y socioeconómicos (S) respectivamente. Eso ha permitido llevar a cabo la evaluación independiente de los aspectos relativos al medio ambiente (aunque el medio ambiente puede incluir la actividad humana, en tal caso se ha considerado que ambiental hace referencia concretamente a varios aspectos técnicos del análisis del ecosistema fluvial) y de los que hacen referencia a las cuestiones antrópicas. Ambos se han considerado los principales pilares

sobre los cuales se fundamenta la gestión de los ecosistemas, de manera que considerándolos separadamente se pretende lograr una idea objetiva de la orientación de cada proyecto. Al ir llenando las diversas fichas en que se van desgranando los apartados, se va obteniendo la puntuación hasta llegar a los 500 puntos por cada uno de los subapartados ambiental y socioeconómico.

Como ejemplo, el apartado de diagnosis pretende evaluar si el proyecto ha llevado a cabo un estudio previo detallado del estado del río y su entorno, hecho de gran importancia en cualquier ámbito de la gestión de los ecosistemas. Es de especial relevancia en el contexto de los proyectos de mejora de los espacios fluviales, ya que desde un punto de vista lógico cualquier objetivo o actuación posterior se basa en un amplio conocimiento previo que debe quedar recogido en el proyecto. Por ejemplo, algunas veces determinados organismos son a menudo el objetivo de los esfuerzos de restauración, poniendo de manifiesto las necesidades de conocer su autoecología y sus requerimientos (Lake *et al*., 2007). Por este motivo, se trata de uno de los apartados más extensos del protocolo, en el que se han intentado recoger los principales elementos de diagnosis ambiental y socioeconómica. Hay que tener en cuenta que con la DMA los sistemas de diagnosis del estado ecológico están progresando mucho y por tanto existen muchas herramientas a disposición de los gestores para poder realizar correctamente la diagnosis de los diversos componentes de los espacios fluviales (p.e. protocolos BIORI (ACA 2006a), HIDRI (ACA 2006b) o ECOZO (ACA 2006c)).

Los subapartados están al mismo tiempo subdivididos, de manera que se pueda ser lo más objetivo posible con las herramientas de diagnosis utilizadas y en la comparación entre proyectos. Las fichas que desarrollan estas subdivisiones presentan 3 niveles de esfuerzo (aparte del nivel 0, para cuando no se ha utilizado en el proyecto un determinado elemento de diagnosis) que valoran la tarea de revisión bibliográfica y de trabajo de campo realizado en cada caso.
Los resultados finales de la aplicación del protocolo se han dividido en 4 rangos de calidad, según las puntuaciones obtenidas en cada apartado, para establecer categorías (insuficiente, mínimo, óptimo y excelente) que faciliten el análisis de los resultados.
Todo este procedimiento se ha implementado finalmente a través de un software que simplifica su utilización.

3.3 Aplicación piloto a los proyectos analizados

Explorando las puntuaciones obtenidas por los proyectos (tabla 1), entre aquellos que contaban con un mayor presupuesto (ver figura 1), sólo uno se adecua completamente a los requerimientos de nuestro protocolo (7-B2). Este proyecto presentaba una gran concreción en su diseño y podría ser considerado como un proyecto de restauración sentido más amplio. Los otros dos proyectos que en teoría tenían más probabilidades de lograr buenas puntuaciones (1-LL1 y 2-LL2) eran los mejor dotados a nivel presupuestario. A pesar de esto, obtienen puntuaciones bajas, por la falta de diagnosis, la ambigüedad de sus objetivos y unas actuaciones más encaminadas a la artificialización que no a la mejora ecológica del río. En la segunda categoría (presupuestos ejecutivos entre los 350.000 y los 800.000€), podemos observar un proyecto (17-B6) que habiendo desarrollado una buena diagnosis, aunque no presentaba objetivos muy específicos, tenía una buena planificación de las actuaciones a desarrollar y por lo tanto ejemplifica el tipo de proyectos que obtienen puntuaciones intermedias. Finalmente, en la categoría de los proyectos con menor presupuesto, encontramos que el proyecto 11-LL4 tiene una puntuación intermedia-alta. Partiendo de una diagnosis suficientemente desarrollada plantea un claro diseño de las actuaciones a desarrollar, con medidas al mismo tiempo sencillas y poco costosas.

Tabla 1. Puntuaciones de los apartados del protocolo APR a los 17 proyectos analizados en Cataluña, donde E y S corresponden a las puntuaciones ambientales y socioeconómicas respectivamente por cada uno de los apartados: Diagnosis, Objetivos, Actuaciones y Seguimiento. La puntuación máxima que se puede obtener es de 100 puntos en cada celda y 400 a la columna TOTAL, que es el sumatorio de las cuatro secciones principales del protocolo. El protocolo ejecutivo indica el grupo presupuestario de cada proyecto en relación a la figura 1.

	Diagnosis		Objetivos		Acciones		Evaluación		TOTAL		Pressupuesto ejecutivo
Code	E	S	E	S	E	E	S	S	E	S	
1-LL1	52	28	16	10	30	20	18	0	116	58	3
2-LL2	58	0	4	4	40	10	18	0	120	14	3
3-LL3	50	52	22	13	30	10	18	9	120	84	2
4-TE1	20	24	15	20	30	40	9	0	74	84	1
5-TE2	20	12	11	15	20	55	24	0	75	82	1
6-B1	18	12	9	0	25	10	18	0	70	22	1
7-B2	100	80	87	95	100	100	33	27	320	302	3
8-TO1	12	12	5	2	40	10	18	0	75	24	3
9-TO2	50	4	14	25	40	25	0	0	104	54	2
10-B3	66	52	33	3	60	40	18	0	177	95	3
11-LL4	42	44	21	15	70	30	44	3	177	92	1
12-B4	36	0	23	6	50	25	0	0	109	31	1
13-FL1	6	12	17	9	20	5	9	0	52	26	1
14-TE3	28	12	9	0	20	10	18	0	75	22	2
15-LL5	26	24	12	6	40	40	18	0	96	70	1
16-B5	18	4	10	13	20	40	9	0	57	57	2
17-B6	82	60	37	32	90	100	33	18	242	210	2

Los resultados indican que existe una desvinculación entre un presupuesto elevado y una buena puntuación en el protocolo, y que por lo tanto llevar a cabo una buena recuperación fluvial en muchos casos no es solo cuestión de disponer de una financiación elevada.

Se observa en general que las actuaciones de integridad biológica (IB) para el ámbito de la vegetación son omnipresentes, mientras que las adscritas a la fauna aparecen de manera esporádica. Por lo que respecta a la integridad hidrogeomorfológica, hay cierta tendencia a incidir sobre las riberas, con actuaciones generalmente de estabilización de los márgenes utilizando técnicas de más o menos esfuerzo. Las actuaciones de mejora de la calidad del agua son escasas y generalmente se refieren a la creación de zonas de ciénaga o balsas con especies de helófitos que favorezcan la retirada de nutrientes y con aumento de la capacidad de autodepuración. Las actuaciones de paisaje también son bastante frecuentes, ya sea en su vertiente de gestión (con un gran número de actuaciones de limpieza de los espacios) o en la de actuaciones más adscritas a otras unidades del paisaje o a la integración paisajística de infraestructuras (con diversas iniciativas de apantallamiento utilizando vegetación).

Las actividades de ocio son más abundantes que las de educación ambiental, incluyendo las primeras las adecuaciones de caminos y senderos que solo se han considerado en el segundo grupo cuando iban acompañadas de contenidos educativos. Así, es especialmente remarcable la vertiente de actuación creando accesos al río del proyecto 2- LL2 en el apartado presupuestario, que supone un porcentaje mucho más importante que las destinadas a plantaciones por ejemplo, cuando en cambio las actuaciones que proponía eran de cariz más ambientalista.

En general, los proyectos consultados presentan carencias importantes a nivel de seguimiento, siendo este el apartado que habría obtenido en general una menor puntuación.

4. CONCLUSIONES

En la práctica utilizamos el término restauración como un gran paraguas bajo el cual tienen cabida las iniciativas con tendencia a la intervención sobre los espacios fluviales diferente a la vertiente hidráulica habitual en los proyectos, hasta hace poco tiempo. A menudo, se observa una diferencia notable entre la filosofía y los objetivos de muchos de los proyectos que se ejecutan, y las actuaciones realizadas.

Por otra parte, hay que encontrar un equilibrio entre las consideraciones ecológicas, las sociales y las económicas en los proyectos de rehabilitación, para legitimarlos. Hay que remarcar que a menudo se destinan grandes inversiones a proyectos que tienen unos objetivos centrados sobre todo en la construcción de infraestructuras pero que no llevan a cabo ningún ejercicio de diagnosis socioeconómica para conocer las preferencias e intereses de los diferentes agentes implicados.

Tienen que revisarse las prioridades y también reflexionar respecto a la respuesta y el margen que dejamos al dinamismo y la naturalidad de nuestros ríos, ya que si planificamos actuaciones que de la noche a la mañana cambien el panorama fluvial degradado durante muchos años, perdemos una oportunidad de dejar que el río decida y evolucione por si mismo. Esta evolución, que sin duda será inevitable a largo plazo, puede ser contraria a las actuaciones que hayamos aplicado de una manera tan intensa y costosa en términos económicos. En muchos casos es evidentemente necesario actuar para cambiar algunos aspectos del río desde el principio, pero si el río ha llegado hasta donde está ahora, afectado por unos procesos determinados por la acción del hombre, debería ser capaz de recuperar un estado determinado (que nosotros fijamos en los objetivos) con la mínima intervención posible.

La cooperación estrecha entre los profesionales, los diferentes organismos que realizan actuaciones en los ríos y los científicos sería beneficiosa, pero la mayoría de proyectos de restauración se llevan a cabo con poca o nula participación científica o de los postulados que estos proponen en sus trabajos, muy a menudo ignorados por los gestores y los entes actuantes en los proyectos de restauración. No hay que olvidar que la restauración con éxito requiere la participación interdisciplinar de gestores del territorio, políticos, científicos y educadores.

Por lo que respecta a la interpretación de los resultados en un marco general, creemos que el protocolo es exhaustivo y por lo tanto está más bien orientado a proyectos que dispongan de un cierto nivel de financiación que permita asumir los costes de un buen análisis. Ahora bien, también se ha

puesto de manifiesto con los buenos resultados obtenidos por parte de proyectos con presupuesto menor que diseñar un proyecto bueno a menudo es más bien una cuestión de voluntad, rigor y aprovechamiento de las fuentes disponibles.

Finalmente, los proyectos de restauración deben tener un buen programa de seguimiento para valorar cuando la restauración ha sido efectiva y permitir una gestión adaptada que incorpore las lecciones aprendidas, ya que todo es fruto y se alimenta del aprendizaje.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la Agencia Catalana del Agua y las diversas empresas que nos han facilitado la información de proyectos participantes en el estudio. En relación a la aplicación informática del protocolo, agradecemos especialmente el apoyo y la diligencia de Toni Hernández. Agradecemos la participación del resto de los miembros del grupo de investigación Freshwater Ecology and Management (F.E.M.) del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona. Esta investigación ha contado con el apoyo del programa de Formación del Profesorado Universitario (FPU) del Ministerio de Educación y Ciencia español. Finalmente, agradecemos a Marc Ordeix y a otros miembros del proyecto RICOVER la posibilidad de haber formado parte de esta publicación.

6. BIBLIOGRAFIA

ACA. 2006a. BIORI: *Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius.* Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

ACA. 2006b. *HIDRI: Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius.* Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

ACA. 2006c. *ECOZO: Protocol d'avaluació de l'estat ecològic de les zones humides.* Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

BERNHARDT, E. S., PALMER, M. A., ALLAN, J. D., ALEXANDER, G., BARNAS, K., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C., FOLLSTAD-SHAH, J., GALAT, D., GLOSS, S., GOODWIN, P., HART, D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KATZ, S., KONDOLF, G. M., LAKE, P. S., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL, T. K., PAGANO, L., POWELL, B. & SUDDUTH, E. 2005. Restoration of U.S. rivers: A national synthesis. *Science* 308: 636-637.

COVICH, A. P., EWEL, K. C., HALL, R. O., GILLER, P. S., GOEDKOOP, W. & MERRITT, D. M. 2004. Ecosystem services provided by freshwater benthos. *Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soils ands Sediments* (ed. D.H. Wall), pp. 45 -72. SCOPE Series No. 64. Island Press, Washington, DC.

DE CÁCERES, M. 2005. *Ginkgo user's manual v 1.4*. Departament de Biología Vegetal. Unitat de Botànica. Universitat de Barcelona.

EC. 2000. *DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlament Europeu i del Consell de 23 d'octubre de 2000 per la qual s'estableix un marc comunitari d'actuació en l'àmbit de la política d'aigües* (DO L 327 de 22.12.2000, p.1)

GILLER, P. S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. *Journal of Applied Ecology*, 39, 201-207.

JANSSON, R. R., N. & MALMQVIST, B. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology,* 52(4): 589- 596.

LAKE, P. S.; BOND, N. & REICH, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology,* 52: 597-615.

PALMER M. A. BERNHARDT, E. S.; ALLAN, J. D.; LAKE, P. S.; ALEXANDER, G.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C. N.; FOLLSTAD-SHAH, J.; GALAT, D. L.; LOSS, S. G.; GOODWIN, P.; HART, D. D.; HASSET, B.; JENKINSON, R.; KONDOLF, G. M.; LAVE, R.; MEYER, J. L.; O'DONNELL, T. K.; PAGANO, L. & SUDDUTH, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology,* 42:208-217.

PALMER, M. A. & ALLAN, J. D. 2006. Policy recomendations to enhance effectiveness of river restoration. *Issues in Science and Technology,* 22: 40-48.

POFF, N. L., ALLAN, J. D. BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B., SPARKS, R. & STROMBERG, J. 1997. The natural flow regime. *BioScience,* 47(11): 769-784.

POSTEL, S. & RICHTER, B. D. 2003. *Rivers for life : Managing water for people and nature*. Washington, d.c. Island Press. London,

PRAT, N., PUERTOLAS, L. & RIERADEVALL, M.. 2008. *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental.* Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona. Barcelona. 117 pp.

PUÉRTOLAS, L. 2007. *La restauració fluvial a Catalunya: Estudi comparatiu i proposta d'un protocol d'avaluació de projectes.* Director: Narcís Prat. Barcelona: Universitat de Barcelona. Departament d'Ecologia. Treball per a l'obtenció del Diploma d'Estudis Avançats en Ecologia Fonamental i Aplicada.

PUÉRTOLAS, L., DAMÁSIO, J., BARATA, C., SOARES, A. M. V. M. & PRAT, N. 2010. Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem. *Environmental Research,* 110(6):556–564.





Curso de agua contaminado y vegetación de ribera degradada por ocupación agrícola. Río Tinto (Portugal). Foto: Pedro Teiga.
Curso de agua de buena calidad ecológica con macrófitos acuáticos. Río Leça (Portugal). Foto: Pedro Teiga.

3.1 MANTENIMIENTO DE CURSOS DE AGUA

CONSERVACIÓN Y MANTENIMIENTO DE CURSOS DE AGUA: LA PERSPECTIVA DE LA ARH ALGARVE

Marques Afonso y Pedro Coelho
Administração da Região Hidrográfica do Algarve, Rua do Alportel, 10 – R/C, 8000-293 Faro

RESUMEN

La conservación física y el mantenimiento de los cursos de agua, efectuado según los principios de gestión sostenible e integrada de la red hidrográfica, constituyen un reto en la gestión cotidiana de las entidades gestoras de los recursos hídricos. La relación de proximidad, dependencia, reconocimiento de los valores ambientales y propiedad que las poblaciones y actividades económicas poseen de la red hidrográfica son factores de conflicto que las entidades gestoras deben gestionar con el objetivo de mitigar presiones y mejorar la calidad de los cursos de agua, compatibilizándolo siempre que sea posible con las utilizaciones pretendidas por los diversos actores. El presente artículo tiene como objetivo señalar procedimientos y principios que el usuario deberá seguir con carácter previo al inicio de una intervención, complementados con ejemplos ilustrativos de buenas prácticas, el contexto legal y la práctica de gestión seguida por la ARH del Algarve, que persigue agilizar la acción de coordinación.
Palabras clave: red hidrográfica, mantenimiento, usuarios, principios de intervención.

ABSTRACT

CONSERVATION AND MAINTENANCE OF RIVERS - THE ARH ALGARVE PERSPECTIVE. The physical conservation of rivers and streams carried out in accordance with principles of integrated and sustainable water resources management is a challenge in the daily management of the Water Resources Management Authorities. Neighborship, property and the recognition of environmental values of rivers and streams by people and economic activities are conflict factors. Water authorities have to manage that conflict in order to mitigate pressures and improve the quality of rivers and streams. The objective of the paper is to present procedures and principles that water users should follow in the beginning of an intervention, with examples of good practice, supported by a legal framework and management practices followed by the ARH Algarve.
Key Words: Hydrographic network, maintenance, users, principles of intervention.

1. INTRODUCIÓN

Resulta frecuente que los usuarios y las entidades responsables de la conservación y mantenimiento de la red hidrográfica, presenten visiones y expectativas dispares en relación a lo que se considera conservación y mantenimiento de la red hidrográfica. Este hecho se debe a un reconocimiento solamente parcial de las funciones que corresponden a los sistemas ribereños, a la ausencia de una perspectiva de gestión sostenible e integrada para la red hidrográfica y a alguna confusión de los conceptos de conservación física y biológica, manutención de funciones hidráulicas, restauración y gestión ecológica de ecosistemas fluviales. La conservación física tiene por finalidad la recuperación del funcionamiento y de la estructura hidromorfológica del curso de agua, la conservación biológica tiene por objetivo la recuperación de poblaciones biológicas amenazadas; la restauración ecológica (senso DMA) pretende una renaturalización próxima de la situación sin intervención humana y la gestión ecológica pretende conciliar y gestionar de forma integrada y armoniosa las actividades humanas con el mantenimiento de la naturalidad y la calidad ecológicas. Las cuatro intervenciones no son incompatibles, representan diferentes facetas de la mejoría del sistema. Además, la conservación física y el mantenimiento de una hidrogeomorfologia adecuada son actuaciones de prevención que evitan llegar a situaciones extremas y costosas resultantes de la necesidad de restauración. Cuando la restauración se ejecuta, la conservación física, el mantenimiento y la gestión ecológica adaptativa son cruciales para mantenerla. Este capítulo hace referencia a la conservación física y el mantenimiento. Es corriente que se desconozcan los procesos y decisiones a tomar con carácter previo al inicio de una intervención en la red hidrográfica, y es en este sentido que el presente artículo viene a exponer los conceptos y las problemáticas que envuelven la gestión de las intervenciones de conservación y mantenimiento.

1.1. Conceptos

Para definir el concepto de conservación y mantenimiento físico de los cursos de agua, es preciso distinguir entre los sistemas naturales y los profundamente artificializados o con mala calidad ecológica. En los cursos de agua próximas a la buena calidad ecológica, se entiende por conservación y mantenimiento las operaciones e intervenciones encaminadas exclusivamente a garantizar o recuperar las funciones de los sistemas de ribera, sin introducción de alteraciones significativas. En los cursos de agua profundamente artificializadas o con mala calidad ecológica, se entiende por conservación y mantenimiento las operaciones e intervenciones dirigidas a la recuperación de la función hidráulica.
La definición expuesta exige que se conozcan las funciones rectoras de la red hidrográfica y los principios de la gestión sostenible de los recursos hídricos, entre las que destacan:
La función hidráulica. Es generalmente la primera función reconocida por todos, permite drenar los excedentes que no infiltran o que no quedan retenidos en las áreas de influencia de las cuencas hidrográficas. No obstante, en esta función es necesario introducir el concepto de normal escorrentía de las aguas, relacionado intrínsecamente con la limitación física de los materiales y revestimientos que componen los lechos, taludes y márgenes de los cursos de agua.

Así, la función hidráulica asociada a la normal escorrentía de las aguas es aquella que permite el drenaje de las aguas sin aparición de fenómenos de inestabilización o erosión generalizada o que ponga en cuestión la morfología y las vegetaciones originales y naturales de los sistemas de drenaje. En términos prácticos, y a título de ejemplo, cuanto mayor sea la relación entre la altura y la base de los lechos, mayores serán las tensiones de arrastre ejercidas por las aguas, consecuentemente con mayor energía para provocar erosión e inestabilizaciones generalizadas en los sistemas hídricos.
La función de ensanchamiento y encaje. Intrínsecamente relacionada con la anterior, esta función se produce cuando los caudales exceden la capacidad hidráulica de los lechos, extravasando hacia

las márgenes. Este fenómeno permite el almacenamiento temporal de importantes volúmenes de agua en tránsito y aliviar la capacidad hidráulica del lecho.

La función ecológica. Los lechos, taludes y márgenes constituyen hábitats y corredores únicos para la preservación de la biodiversidad y del equilibrio ecológico del territorio. En la planificación y gestión ambiental, es reconocida la enorme importancia ambiental de los corredores ribereños.
La función reguladora de la temperatura y la luz. La vegetación existente en los taludes y márgenes permite la regulación de la temperatura y condiciona la cantidad de luz que incide sobre las masas de agua. Existe una relación directa entre la calidad de las masas de agua y los factores abióticos temperatura y luz; por ejemplo, el oxígeno disuelto disminuye con el aumento de la temperatura, lo que propicia el inicio de procesos biológicos complejos que culminan generalmente con la muerte de peces, invertebrados y un mal estado ecológico de los medios acuáticos.

La función de depuración de las aguas. El fenómeno de bioretención de nutrientes y contaminantes aportado por los cursos de agua sucede cuando las aguas discurren por medios más o menos naturalizados, con bajas velocidades de escorrentía y abundante vegetación en los lechos. Esta función salvaguarda efectivamente los medios acuáticos de procesos de eutrofización.

2. LA GESTIÓN INTEGRADA

La adecuada gestión de los sistemas de ribera requiere que se conozcan las limitaciones físicas y las relaciones entre las funciones identificadas anteriormente. La tabla 1 demuestra el antagonismo latente entre algunas de las funciones, destacándose como principal conflicto la relación entre la máxima eficiencia de la función hidráulica y las restantes. Por otro lado, la gestión integrada exige que los sistemas se evalúen en un todo (o en una extensión significativa) y no en tramos puntuales. Por ejemplo, cuando se efectúa una operación de regulación de un determinado tramo de un curso de agua, garantizamos la máxima eficiencia hidráulica en el lugar, pero disminuimos la eficiencia de las otras funciones y se produce probablemente la transferencia del riesgo de crecida hacia aguas abajo.

Tabla 1. Puntuaciones de los apartados del protocolo APR a los 17 proyectos analizados en Cataluña, donde E y S corresponden a las puntuaciones ambientales y socioeconómicas respectivamente por cada uno de los apartados: Diagnosis, Objetivos, Actuaciones y Seguimiento. La puntuación máxima que se puede obtener es de 100 puntos en cada celda y 400 a la columna TOTAL, que es el sumatorio de las cuatro secciones principales del protocolo. El protocolo ejecutivo indica el grupo presupuestario de cada proyecto en relación a la figura 1.

	Función / Acciones	Hidráulica	Encaje	Ecológica	Reguladora luz y temperatura	Depuración
Acciones cuyo objetivo es la reducción del riesgo de riada de las márgenes que permitan su utilización económica	Regularización del lecho	+++	o	---	-	---
	Corte de la vegetación del lecho	++	o	-/+*	-	-
	Corte generalizado de la vegetación en el lecho, taludes y márgenes	+++	o	---/+++*	---	---
	Aterramientos de las márgenes	-	---	---	---	---
	Excavaciones en el margen	+	+++	+	o	o
Actuaciones que persiguen la recuperación ambiental	Reducción de la relación entre la altura y la base de los lechos y introducción de morfologías naturales en los lechos	-	+++	+++	o	+++
	Plantación de vegetación autóctona en los taludes y márgenes	-	o	+++	+++	+++

3. LA GESTIÓN SOSTENIBLE Y LA EDUCACIÓN AMBIENTAL

La gestión sostenible requiere que se tenga en cuenta el contexto social, económico y ambiental en el que está insertada la red hidrográfica, y es en este tipo de gestión donde se producen conflictos aparentemente incompatibles, puesto que se requieren respuestas a las actividades/necesidades humanas salvaguardándose los valores ambientales. El componente social es el que más frecuentemente condiciona este tipo de gestión, ya que se centra en la visión que la sociedad tiene y quiere para el medio donde habita, siendo determinante para la reducción de la conflictividad el nivel de educación ambiental de la población. La tabla 2 presenta los conflictos existentes desde la perspectiva de los diferentes usuarios de los recursos hídricos.

Tabla 2. Actuaciones y sus respectivos impactos en función de la perspectiva del usuario de los recursos hídricos (+: positivo; o: neutro; -: negativo).

	Perspectiva del usuario / Actuaciones	Usuario con reducido nivel de educación ambiental	Usuario con elevado nivel de educación ambiental	Usuario centrado en la maximización de la rentabilidad económica de la propiedad	Usuario centrado en la salvaguarda y la mejoría de los recursos hídricos
Acciones orientadas a la reducción del riesgo de riadas de las márgenes para permitir su utilización económica	Regulación del lecho	+++	--	+++	---
	Corte de vegetación del lecho	+	-	+	-
	Corte generalizado de vegetación en el lecho, taludes y márgenes	+++	--	+++	---
	Aterramientos en las márgenes	+	---	+++	---
	Excavaciones en el margen	-	++	---	+++
Acciones que procuran la recuperación ambiental	Reducción de la relación entre la altura y la base de los lechos y introducción de morfologías naturales en los lechos	---	++	---	+++
	Plantación de vegetación autóctona en los taludes y márgenes	-	++	-	+++

4. MANTENIMIENTO DE LA RED HIDROGRÁFICA - ESTRATEGIA DE GESTIÓN

El mantenimiento y gestión de la red hidrográfica es esencial para tornar compatibles los usos de las márgenes legítimamente ambicionadas por el hombre con la dinámica del territorio fluvial y la calidad ecológica del sistema de ribera. No obstante, la implementación de los principios que rigen la gestión integrada colisionan muchas veces con la perspectiva y los deseos de los usuarios.

Se hace precisa la necesidad de proceder a una evaluación particular y adaptada a cada caso, teniendo en cuenta la relación entre las dos estrategias de gestión referidas y el contexto social, que es un condicionante determinante. Así, la estrategia de gestión para la red hidrográfica deberá estar orientada a:

i) Fomentar la educación ambiental de los usuarios.

ii) Fomentar y condicionar el uso de las márgenes a los usos compatibles con el régimen hídrico de los sistemas hidrográficos.

iii) Responder a las exigencias de los usuarios, imponiendo una visión estratégica que busque la compatibilización de los usos con la salvaguarda y mejoría ambiental de los medios hídricos.

4.1. Procedimientos a adoptar por el usuario

Las propuestas de intervención de mantenimiento en la red hidrográfica deberán contemplar dos etapas, en particular:

i) Caracterización/identificación del medio: el proceso deberá iniciarse con una breve caracterización del punto de la intervención, siendo necesario para ello que el usuario conozca lo que es un sistema de ribera y cuáles son las características esperables y pretendidas.

ii) Evaluación de la necesidad de mantenimiento: esta evaluación de la necesidad depende preponderantemente del nivel de educación ambiental del usuario, del conocimiento técnico que éste tiene del funcionamiento de los sistemas hídricos y cuáles deberán ser las características

comunes o esperables para el tramo en evaluación.
En esta fase deberá ser ponderada la relevancia de intervenciones eventuales, efectuando la evaluación en una lógica coste/beneficio, teniendo presente los impactos positivos y negativos, identificados en las tablas 1 y 2. Se exige que el usuario sea objetivo y flexible, de modo que la intervención compatibilice su pretensión con el buen estado ecológico de los medios hídricos que se pretende asegurar.

La necesidad de mantenimiento es la fase más controvertida del proceso, porque es donde corrientemente se enfrentan los valores sociales, económicos y ambientales. Así, la adecuada gestión de este tipo de intervenciones deberá ser suficientemente amplia para incorporar el mayor número de funciones de la red hidrográfica, con menor impacto negativo y reducida afectación de recursos.

4.2. Principios de intervención en la red hidrográfica

Una vez reconocida la necesidad de la intervención y las acciones de conservación y mantenimiento de la red hidrográfica, se deberán tener en cuenta los siguientes criterios y buenas prácticas:

i) Alcance de la intervención.
ii) Nivel de corte de la vegetación.
iii) Técnicas de corte de la vegetación.
iv) Control de especies exóticas.
v) Período y espacio temporal de la intervención.
vi) Prever acciones que procuren la salvaguarda de los valores naturales existentes.
vii) Prever acciones que propicien la rehabilitación y renaturalización de los medios hídricos.
viii) Salvaguarda de impactos negativos en el ámbito social.
ix) Divulgación de las actuaciones.

La definición del alcance de la intervención está íntimamente relacionada con la faceta de la propiedad y con la relación existente entre usuarios. Desde el punto de vista de la gestión de las intervenciones de mantenimiento en los cursos de agua, sólo tiene sentido considerar tramos de dimensión significativa. A título de ejemplo, en minifundio se puede considerar que no tiene sentido intervenir parcialmente en un tramo puntual y de reducida extensión, ya que es esperable que ese mismo tramo resulte castigado por desbordamientos localizados. Así, es recomendable que los usuarios articulen entre ellos las intervenciones a efectuar en un tramo, de modo que se amplíe la escala de actuación, pudiendo en última instancia esta coordinación e intervención ser aseguradas por una comunidad de usuarios o asociación equiparable.

El corte de la vegetación podrá efectuarse de muchas formas y con diferentes intensidades. En los cursos de agua con valores naturales, sólo se admite técnicamente un corte selectivo que procure el desbaste de las especies exóticas y las ramas que obstaculizan la libre escorrentía de las aguas. En los cursos de agua donde predominan las especies exóticas, se admite el corte generalizado, pero deberá complementarse con un programa de control y posterior plantación de especies autóctonas. Las técnicas de corte de la vegetación podrán recurrir a equipamientos manuales, moto-manuales y mecánicos, tales como moto-rozadoras y desbrozadoras acopladas a medios mecánicos. En los casos en las que sea necesario efectuar una movilización del suelo, puede recurrirse a la utilización de retroexcavadoras y los bulldozers equipados con palas y baldes. Desde el punto de vista de la adecuada gestión de los medios hídricos, es siempre deseable salvaguardar la morfología y evitar la estabilidad de lechos, taludes y márgenes.

La lucha contra las especies exóticas reviste una importancia crucial para todos los intervinientes en la gestión ambiental de los recursos hídricos. Un sistema de ribera en el que domina una especie exótica es un medio enfermo a todos niveles, ya que presenta menor diversidad y necesidad de mayores cuidados de mantenimiento, y hacen que las márgenes más vulnerables a riadas e incendios. La estrategia pasa por erradicar las especies exóticas substituyéndolas por autóctonas, que son ambientalmente deseadas y no requieren un mantenimiento costoso.

La época adecuada para efectuar las intervenciones de conservación y mantenimiento es generalmente el período estival, fuera de los momentos de nidificación, ya que no son esperables episodios de precipitación. El plazo de la intervención reviste una importancia primordial, careciendo de sentido iniciar una operación de mantenimiento exclusivamente encaminada al corte puntual y episódico de vegetación exótica. En estos casos, se requiere una estrategia a medio/largo plazo, en la que deberán preverse actuaciones orientadas al control de las especies exóticas y a la paulatina recuperación de la vegetación autóctona.

En una intervención de conservación y mantenimiento deberán preverse siempre actuaciones cuyo objetivo sea la salvaguarda de los valores naturales existentes. Así, se requiere que se identifique previamente la vegetación autóctona a salvaguardar, de modo que se adopten las técnicas apropiadas, de las cuales sobresale el corte selectivo.
Siempre que sea posible, deberán promoverse actuaciones que persigan la rehabilitación y renaturalización de los medios hídricos, lo que constituirá una importante medida para la mejoría del estado ecológico de la masa de agua.

Las intervenciones aisladas y descoordinadas de los usuarios constituyen un potencial origen de conflictos, en particular cuando el usuario desconoce el funcionamiento de los medios hídricos o cuando no tiene valores de colectividad. En este aspecto, es necesario que la entidad gestora y el usuario salvaguarden los conflictos entre terceros.
Siempre que resulte factible, deberá efectuarse una divulgación de las actuaciones realizadas, que será la forma efectiva de motivar a los usuarios restantes para seguir estrategias de intervención similares.

4.3. Encuadre legal de las intervenciones de conservación y mantenimiento de la red hidrográfica

El art. 33, de la Ley 58/2005, de 29 de diciembre, establece que las medidas de conservación y rehabilitación de la red hidrográfica deben ser ejecutadas bajo la orientación de la correspondiente ARH, siendo responsabilidad de los municipios en los aglomerados urbanos y de los propietarios en los frentes particulares fuera de los aglomerados urbanos.
Como forma para agilizar la acción de coordinación atribuida a la entidad gestora de la red hidrográfica, la ARH del Algarve procede anualmente a la divulgación de un edicto, en el que se establecen los procedimientos estipulados y las recomendaciones de buenas prácticas (Fig. 1).
El edicto presenta el siguiente contenido
Las intervenciones realizadas entre julio y septiembre que obedezcan a las recomendaciones constantes en el presente edicto no requieren de dictamen o parecer previo de la ARH del Algarve.
Las intervenciones de limpieza y movilización de suelos que necesiten recurrir a la maquinaria pesada en lechos, taludes y márgenes están condicionadas al previo dictamen de la ARH del Algarve.

Recomendaciones

- Las actuaciones deberán desarrollarse aguas abajo (de la desembocadura) hacia aguas arriba (para las fuentes), favoreciendo la sección de flujo natural del curso de agua.
- Acordar entre los propietarios la realización de intervenciones conjuntas para permitir una mayor eficacia y coordinación.
- Remover sólo detritos (vegetales y material sólido) que puedan obstaculizar el drenaje normal en el curso de agua.
- Transportar los materiales removidos hacia un lugar apropiado.
- No promover el aumento de las cotas naturales de los terrenos en las márgenes, de forma que no se alteren las condiciones de desbordamiento de las riadas.
- Proceder sólo al corte de las partes aéreas de la vegetación de las márgenes que estén obstruyendo el lecho y la vegetación en mal estado de conservación (árboles y ramas muertas).
- No arrancar las raíces de las plantas en los taludes de los cursos de agua, puesto que contribuyen a la consolidación de las márgenes, la defensa y la conservación del suelo, formando una red de retención de partículas con su raigambre. La eliminación del revestimiento vegetal de las márgenes aumenta la velocidad de drenaje, que agrava la acción de los agentes erosivos que, arrastrando muchas veces elevadas cantidades de sedimentos, desde la parte superior hacia la parte inferior, provocan el aterramiento de los cursos de agua, pasajes hidráulicos, pontones y puentes, dando origen a inundaciones de los terrenos adyacentes.
- Utilizar preferentemente medios y técnicas tradicionales, con recurso a equipamientos de corte ligeros (motosierras, moto-rozadoras, etc.).
- Las intervenciones no deberán introducir alteraciones significativas en los recorridos normales de las aguas ni traducirse en impactos negativos para terceros.
- Promover la plantación de vegetación típica de las riberas del Algarve.


ARH ALGARVE
Administração da Região Hidrográfica do Algarve I.P.

Limpeza de Ribeiras

A limpeza e desobstrução das linhas de água de drenagem natural é da responsabilidade
- dos proprietários - nas frentes particulares, fora dos aglomerados urbanos
- Dos municípios - nos aglomerados urbanos

De 15 de Julho a 30 de Setembro, as intervenções que obedecem às seguintes recomendações não carecem de parecer prévio da ARH Algarve, excepto se recorrem à utilização e circulação de maquinaria pesada em leitos, taludes e margens.

Recomendações

As acções deverão ser desenvolvidas de jusante (da foz) para montante (para a nascente), promovendo a secção de vazão natural da linha de água;

Utilizar preferencialmente meios e técnicas tradicionais, com recurso a equipamentos de corte ligeiros (motosserras, moto-roçadoras, etc.);

Remover apenas detritos (vegetais e material sólido) que possam criar obstáculos ao normal escoamento no curso de água;

Proceder apenas ao corte das partes aéreas da vegetação marginal que esteja a obstruir o leito e a vegetação em mau estado de conservação (árvores e ramos mortos);

Não promover o aumento das cotas naturais dos terrenos nas margens, por forma a não alterar as condições de escoamento das cheias;

Não arrancar as raízes das plantas nos taludes dos cursos de água, pois contribuem para a consolidação das margens, defesa e conservação do solo, formando uma rede de retenção de partículas com o seu raizame. A eliminação do revestimento vegetal das margens aumenta a velocidade de escoamento, agravando a acção dos agentes erosivos que, arrastando por vezes elevadas quantidades de sedimentos, de montante para jusante, provocam o assoreamento das linhas de água, passagens hidráulicas, pontões e pontes, dando origem a inundações dos terrenos adjacentes;

Excepcionalmente, tendo como objectivo o controlo da proliferação de espécies exóticas, em particular canas (Arundo donax), é permitida a remoção do rizoma, desde que, seja salvaguardada a estabilidade do talude;

As intervenções não deverão introduzir alterações significativas nos percursos normais das águas e traduzir-se em impactes negativos para terceiros;

Combinar entre os proprietários contíguos a realização de intervenções conjuntas para permitir uma maior eficácia e coordenação;

Encaminhar os materiais removidos para local apropriado;

Promover a plantação de vegetação típica das ribeiras do Algarve (ver alguns exemplos em baixo);

MINISTÉRIO DO AMBIENTE E DO ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO

Figura 1. Edicto *Limpieza de riberas.*

5. CONSIDERACIONES FINALES

El abordaje genérico presentado ha tenido como objetivo aportar a los usuarios los fundamentos y valores de gestión que deberán ser seguidos en las intervenciones de conservación y mantenimiento de la red hidrográfica, de modo que contribuyan a la mejoría del estado de las masas de agua. Por otro lado, se ha intentado demostrar que no existen soluciones de gestión pacíficas y consensuadas, ya que existen siempre contingencias/condicionantes del ámbito económico y social que condicionan la tipología de estas intervenciones.

Por último, se destaca el apoyo técnico que la entidad gestora de los recursos hídricos efectúa en los términos de las competencias atribuidas por el art. 33 de la Ley 58/2005, de 29 de diciembre, sin perjuicio del papel determinante que los propietarios de los terrenos marginales ostentan en la consecución de una adecuada gestión de los recursos hídricos.





Microhábitat fluvial. Foto: Carles Santana.
Trampa de sedimentos mediante madera muerta sobre el lecho de un río. Guipúzcoa (Euskadi). Foto: Laia Jiménez.

3.2 GESTIÓN FORESTAL EN ZONAS DE RIBERA

GESTIÓN FORESTAL EN ZONAS DE RIBERA

Jordi Camprodon[1,2], Pau Vericat[1], Míriam Piqué[1], Roser Casas-Mulet[3] y Ramon J. Batalla[1,4]

[1] Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Ctra. De St. Llorenç de Morunys, km. 2. E-25280 Solsona. jordi.camprodon@ctfc.cat

[2]Departament d'Indústries Agroalimentàries i Ciències Ambientals. Universitat de Vic. Carrer de la Laura, 13. 08500 Vic

[3]Department for Hydraulic and Environmental Engineering. NTNU, Trondheim, N-7491. Norway

[4]Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universitat de Lleida. Av. Rovira Roure, 191 E-25198. LLeida

RESUMEN

La vegetación ribereña es un sistema lineal que recorre un curso de agua. La estrechez y discontinuidad, las superficies pequeñas, la mezcla de especies leñosas y presencia de especies exóticas y los suelos hidromòrfics condicionan la silvicultura productiva centrada en las comunidades espontáneas, a menudo muy modificadas con respecto a la vegetación potencial. A pesar del estado actual de profunda modificación, las formaciones espontáneas de ribera pueden aprovecharse perfectamente de forma compatible con el mantenimiento de sus funciones biológica y ecológica. Sin embargo, es en las plantaciones forestales de ribera donde hoy en día la gestión forestal es más importante.

En este capítulo se proponen recomendaciones para la planificación y gestión forestal de las riberas que permitan: a) preservar una franja de vegetación de ribera destinada principalmente a la conservación (franja riparia); b) aprovechar los bosques espontáneos de ribera y la masa arbolada adyacente fuera de la franja riparia, bajo la premisa de mantener una cubierta arbolada continua; c) aprovechar las plantaciones de ribera en una segunda línea de la franja riparia, proponiendo algunas medidas de mejora de la biodiversidad; d) gestionar el pasto y las infraestructuras viarias.

Se distingue entre el bosque de ribera espontáneo o producto de una restauración ecológica, las plantaciones arbóreas comerciales y las formaciones arboladas adyacentes a los cursos fluviales. Dentro de cada tipo de formación forestal se distingue entre la vegetación más próxima al curso de agua (franja riparia) y la vegetación de segunda línea bajo la influencia fluvial.

Palabras clave: gestión forestal sostenible, silvicultura, biodiversidad, bosque de ribera, franja riparia, plantaciones de ribera.

ABSTRACT

FOREST MANAGEMENT IN RIPARIAN FORESTS. Riparian woody vegetation is a linear system that runs along a watercourse. The narrowness and discontinuity, small surfaces, the mixture of woody and species and the presence exotic species and hydromorphic soils condition productive forestry. This blossoms in spontaneous communities, often heavily modified with respect to the potential vegetation. However, where it is most important is riparian forest plantations. The spontaneous formation of banks can be exploited in a manner consistent with the maintenance of biological and ecological functions.

In this chapter recommendations are proposed for forest management and planning of the banks that will: a) preserve a strip of riparian vegetation on the bank primarily aimed at conservation (riparian strip); b) take advantage on riparian forests and spontaneous adjacent wooded mass outside the riparian strip, under the premise of maintaining a continuous tree cover; c) exploit the riverside plantations on a second line of the riparian strip and suggests some measures to improve biodiversity; d) manage the pasture and road infrastructure.
We distinguish between the riparian forest product of a spontaneous or ecological restoration, commercial tree plantations and wooded formations adjacent to watercourses. Within each type of education we distinguish between forest vegetation near the watercourse (riparian strip) and second-line vegetation under the river's influence.
Keywords: sustainable forest management, forestry, biodiversity, riparian forest, riparian fringe, riparian plantings.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques de ribera espontáneos son probablemente los sistemas forestales más afectados por las actividades agrícola, forestal y extractiva, como también por la construcción de infraestructuras hidráulicas. El aprovechamiento de la vegetación de ribera ha sido intenso principalmente en épocas históricas de fuerte demanda de superficie de cultivo y de madera, especialmente a partir de mediados del siglo XVIII y hasta mediados del siglo XX. Durante el último siglo las riberas se han ido degradando y fragmentando en el contexto ibérico, sobretodo en las llanuras aluviales. Las riberas fluviales son terrenos muy fértiles y, por lo tanto, muy valorados para la práctica de la agricultura y la ganadería, tanto en las grandes llanuras aluviales como en los rellanos del borde de los tramos de río de montaña. Por esta razón, se ha roturado la mayor parte de la anchura potencial que ocuparía el bosque de ribera natural, hasta quedar solo una pequeña franja de pocos metros de anchura al lado del curso del río, donde la estabilidad del terreno y el mal acceso no han permitido la roturación. Por lo tanto, fuera de las cabeceras profusamente forestadas, la vegetación leñosa ribereña es un sistema lineal que recorre el curso del río entre cultivos y pastos y la lámina de agua. No obstante, en las zonas de mayores pendientes o suelos hidromórficos, y en islas fluviales, las formaciones de ribera pueden llegar a anchuras mayores y constituir rodales de dimensiones apreciables (figura 1). A menudo las comunidades de ribera remanentes no corresponden claramente a la vegetación potencial de la zona. El aprovechamiento secular de las riberas, junto con la colonización de especies alóctonas naturalizadas, modifican su composición y la estructura hasta que la comunidad original es irreconocible.



Figura 1. Ejemplo de bosque de ribera bien estructurado de un río mediterráneo, con una cobertura arbórea densa y relativamente extensa, constituida por sauceda de sarga (*Salix elaeagnos*) y sauce blanco (*Salix alba*) y aliseda (*Alno-Padion*). Foto: Jordi Camprodon.

Las principales características estructurales de los bosques de ribera que condicionan la gestión silvícola son a) estrechez y discontinuidad, b) superficies pequeñas, c) mezcla de especies leñosas, d) presencia de especies exóticas, e) suelos a menudo frágiles y muy arenosos y con problemas de hidromorfía.

Estas características estructurales limitantes y complejas han disminuido el interés por la silvicultura del bosque de ribera espontáneo, sobretodo en las llanuras agrícolas, no tanto en las áreas de montaña, de más vocación forestal, donde la franja de bosque de ribera suele tratarse como una unidad más en la planificación forestal de una finca, pública o privada. En cambio, la silvicultura de las plantaciones de ribera, sobre todo choperas, en terrenos aluviales ha resultado en los últimos años una actividad de interés y rentable (figura 2). Estas plantaciones no cubren las mismas funciones biológicas que un bosque de ribera espontáneo por las siguientes razones: a) estrato arbóreo coetáneo y monoespecífico, b) falta de complejidad vertical de la vegetación, c) tratamientos intensivos y cortas a hecho. Sin embargo, comparten algunas características con los bosques espontáneos bien estructurados: un estrato arbóreo alto cuando llega a la edad de fustal maduro y una cierta colonización por elementos de flora (básicamente de sotobosque) y fauna (sobre todo asociada al estrato arbóreo) propios de las riberas naturales.



Figura 2. Plantación madura de chopos en zona de franja riparia de una isla fluvial (izquierda). La misma zona después de la corta de la chopera y adscrita a restauración de la vegetación de ribera potencial. Fotos: Jordi Camprodon/ Marc Ordeix.

Las formaciones espontáneas de ribera pueden aprovecharse de forma compatible con el mantenimiento de sus funciones biológica y ecológica, en cumplimiento de la normativa europea (Directivas Aves, Hábitats y Marco del Agua), estatal y autonómica. Con este contexto de referencia, estas páginas proponen una serie de recomendaciones para la planificación y gestión forestal de las riberas -algunas de ellas preceptivas según las normativas sectoriales- que permitan: a) preservar una franja de vegetación de ribera destinada principalmente a la conservación (franja riparia), a pesar que puedan efectuarse aprovechamientos que no perjudiquen las funciones biológica y ecológica; b) aprovechar los bosques espontáneos de ribera y la masa arbolada adyacente fuera de la franja riparia, bajo la premisa de mantener una cubierta arbolada continua; c) aprovechar las plantaciones de ribera en una segunda línea de la franja riparia, sin dañar el biotopo y proponiendo algunas medidas simples de mejora de la función biológica, d) gestionar adecuadamente el pasto del ganado y la construcción y mantenimiento de infraestructuras viarias.

A lo largo del texto se distingue entre el bosque de ribera espontáneo o producto de una restauración ecológica, las plantaciones arbóreas comerciales y las formaciones arboladas adyacentes a los

cursos fluviales bajo influencia de las máximas crecidas ordinarias y que, en zonas de cabecera, pueden actuar como bosque de ribera en ausencia de vegetación específica por condiciones naturales o a consecuencia de la gestión. Dentro de cada tipo de formación forestal se distingue entre la vegetación más próxima al curso de agua (franja riparia) y la vegetación de segunda línea bajo la influencia del régimen fluvial.

2. TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS HABITUALES EN BOSQUES DE RIBERA ESPONTÁNEOS Y OTRAS FORMACIONES FORESTALES ADYACENTES

2.1. Cortas a hecho y entresacas

La gestión forestal de las formaciones leñosas espontáneas de las riberas se adapta habitualmente a la vegetación ya establecida a cada tramo. En el caso de una especie dominante y de buen potencial rebrotador, por ejemplo, el aliso, el álamo o los sauces, normalmente se aplica el método de cortas a hecho con posterior selección de rebrotes. El resalveo suele hacerse entre el tercer y sexto año y el octavo y el doceavo año (Tusell & Carbonell, 2007). El tratamiento es, por lo tanto, de monte bajo regular. Cuando los troncos envejecen, puede ser necesaria la regeneración por semilla o incluso la plantación. Después de una corta, el suelo queda sin estrato arbóreo hasta el establecimiento de la nueva generación, aunque se puedan conservar los troncos.

Se ha propuesto las cortas por bosquetes (Tusell & Carbonell, 2007) para reducir el impacto de las cortas a hecho en grandes superficies, pero permitiendo al mismo tiempo un balance económico positivo, que sería difícil de lograr con un tratamiento pie a pie. Las dimensiones de los bosquetes se adaptan a la zona de actuación, siguiendo el criterio principal de prevención contra la erosión del suelo durante los procesos de avenidas y permitir, si no se trata de latizales, una regeneración de semilla correcta según la especie arbórea presente. Una vez efectuadas las cortas, los restos de corta preferentemente se trituran y se esparcen, o sino se apilan y se queman. No se arrancan troncos para evitar que el suelo quede demasiado desprotegido.

En otro caso habitual, el de masas mixtas, se opta por las entresacas. En este método silvícola, se extraen los pies que han llegado a su diámetro de aprovechamiento y se hace una selección de los pies menores. El tratamiento es, por lo tanto, de bosque mixto medio irregular. La complejidad de gestión es mayor que ante una especie claramente dominante, por el hecho de tener que combinar en un mismo tramo o rodal el temperamento de diversas especies arbóreas.

Desde el punto de vista ambiental, hay que destacar que la gestión por entresacas pie a pie permite mantener mejor los procesos ecológicos, la biodiversidad y el paisaje que las cortas a hecho. Con las entresacas se asegura una cubierta arbórea continua, que protege al suelo, tan frágil y dinámico en sistemas fluviales, y participa en la retención de sedimentos y la reducción de la velocidad de la agua en las riadas. Las entresacas por pequeños bosquetes pueden ser una opción entre el pie a pie y las cortas a hecho.

2.2. Trabajos silvícolas de mejora

En masas de estructura irregular se pueden practicar entresacas con el principal objetivo de mejorar la relación de competencia entre pies, la estabilidad contra perturbaciones y el estado sanitario,

paisajístico y de conservación de la biodiversidad de la masa. Secundariamente, de los pies extraídos se puede sacar un rendimiento económico que, en el mejor de los casos, puede sufragar los gastos de la actuación (figura 3).



Figura 3. Entresaca de mejora en sauceda de sauce blanco (Salix alba). Foto: Jordi Camprodon.

En el caso de bosques regulares, menos comunes en formaciones de ribera que no sean plantaciones, las cortas de mejora se denominan clareos. Al tratarse de sistemas regulares que habitualmente se han regenerado en poco tiempo en alta densidad de pies, los clareos tienen el principal objetivo de reducir la densidad de pies. La cantidad, posición y estrato sociológico de los árboles a extraer es variable en función de los objetivos. Dependiendo del diámetro, se puede decidir extraer la madera o dejar los árboles enteros o troceados in situ.

En casos puntuales se puede optar por acompañar el bosque de ribera espontáneo con plantaciones de refuerzo de la regeneración, de densificación o de enriquecimiento en especies. Las plantaciones de refuerzo pueden hacerse manualmente o con maquinaria, en función del acceso. Implicarán remociones más o menos puntuales del suelo y el posible tránsito de maquinaria pesada.

Como trabajos silvícolas para mejorar la calidad de la madera, es importante contemplar la realización de podas de formación y de limpieza del cañón. Las podas son necesarias durante los primeros años para obtener madera de calidad.

Los desbroces selectivos de setos y otros matorrales pueden ser necesarios cuando puedan ahogar el regenerado o el rebrote de los árboles de ribera. También para favorecer el paso y el acceso del ganado (en sistemas silvo-pastorales). Hay que evitar los desbroces totales por los efectos nocivos sobre la biodiversidad, el balance hídrico, el suelo y por sus costes de ejecución elevados.

2.3. Cubierta arbolada continua

En formaciones arboladas de ribera de crecimiento espontáneo con el objetivo de producción de madera es aconsejable hacer una gestión por entresacas pie a pie o en todo caso por grupos o bosquetes. De esta

manera se logra una continuidad de la cubierta arbolada, que permite, por una parte, el mantenimiento de las funciones ecológicas del bosque y, por otra, la conservación de la biodiversidad asociada. Además de mantener una cubierta protectora del suelo, la sombra que proyecta la vegetación arbolada de cierta altitud sobre el cauce y la estructuración de los márgenes del río son dos factores que influyen en los organismos acuáticos, desde las algas hasta a los peces. Eso condiciona su grado de iluminación y la temperatura del agua, por una parte, y la abundancia de refugios en los márgenes, por otra. Así, el índice de calidad del bosque de ribera (QBR), empleado sobradamente en la Península Ibérica –aparte de otras áreas geográficas-, establece un 75% como recubrimiento mínimo suficiente del cauce (Munné *et al.,* 2003).

En consecuencia, se recomienda no rebajar la cubierta arbórea a menos del 75% para poder conservar el microclima nemoral y proteger el suelo de la erosión. En todo caso, sería preferible que una franja continua de una cierta anchura del bosque de ribera se aprovechase siguiendo este criterio general, para adecuarse a lo marcado por la Directiva Marco del Agua (DMA). La cuestión está en definir qué anchura de bosque de ribera es recomendable para compatibilizar la conservación de una estructura continua en espacio y tiempo, con aprovechamientos silvícolas más cambiantes de la estructura, como son las cortas a hecho y las plantaciones de interés comercial.

2.4. Gestión silvo-pastoral

Las actuaciones sobre la vegetación de ribera con objetivos silvo-pastorales pueden ser directos, como los desbroces selectivos de matorral y la selección de rebrotes para mejorar el estrato herbáceo y permitir al ganado una mayor accesibilidad al agua, o indirectos, como la gestión de cargas y períodos de pasto (cierre con alambre eléctrico) o el establecimiento de abrevaderos.

2.5. Actuaciones en otras formaciones forestales adyacentes

Las actuaciones que se efectúan actualmente en las formaciones forestales zonales tales como pinares, abetales, encinares, alcornocales, hayedos, robledales, etc. pueden afectar a la dinámica fluvial de la cuenca. La autoecología de cada especie, la calidad de la estación ecológica y los objetivos de la gestión aconsejan la adopción del método silvícola más adecuado en cada caso. El modelo de gestión escogido puede influir en el flujo de agua, nutrientes y material edáfico, que circulen en los sistemas forestales adyacentes al sistema acuático (figura 4). En cualquier caso, no deben aplicarse métodos selvícolas que puedan compactar o erosionar el suelo, empeorar la calidad las aguas o modificar de forma substancial la vegetación de ribera potencial de la estación ecológica.



Figura 4. Vegetación forestal adyacente al bosque de ribera en una cuenca de montaña mediterránea. Foto: Jordi Camprodon.

La misma consideración se puede hacer en el caso de la gestión agronómica y pecuaria de la cuenca y, en especial, de los terrenos de cultivo y pasto más próximos a las riberas. Es evidente, pues, que la existencia de una franja de ribera protectora contribuirá a la filtración de nutrientes y la retención de restos orgánicos y suelo que puedan derivar de la cuenca hacia el sistema fluvial. Por último citar, a modo de recordatorio, los tratamientos más comunes en formaciones forestales adyacentes: los clareos, las entresacas en bosque irregular, las claras de mejora y las sanitarias, las podas de formación, las cortas de regeneración (por grupos, bosquetes, a hecho, por clareo sucesivo uniforme), los desbroces, la saca de la madera, la gestión de los restos de corta y la construcción y mantenimiento de las vías forestales.

3. TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS HABITUALES EN PLANTACIONES DE RIBERA

Las plantaciones forestales en riberas tienen el objetivo principal de producir madera. Hay que distinguirlas, pues, de las reforestaciones con el principal objetivo de restauración de las comunidades de ribera, de las que se espera una regeneración natural con el tiempo. En las plantaciones de ribera a menudo se utilizan técnicas de silvicultura intensiva. La intensidad de esta gestión silvícola varía en función del tipo de plantación y su localización (por ejemplo, en llanos o en montaña).

Las plantaciones de ribera acostumbran a ocupar terrenos agrícolas cultivados desde antiguo, donde el nivel freático es el adecuado para especies que, como los chopos, lo necesitan alto. En algunos casos, ocupan terrenos aluviales ganados en época reciente al bosque de ribera, muy a menudo como actividad posterior a una extracción de áridos del río. Abundan mucho en las grandes llanuras aluviales pero también se hacen en terrenos de montaña, a menudo emplazada en bancales que recorren los cursos de agua.

Las especies arbóreas más frecuentes corresponden a árboles del género *Populus*, de la familia de las betuláceas. Se destinan básicamente a pulpa para la fabricación de papel. La gran facilidad de hibridación de este género ha llevado a la formación de muchos cultivos adaptables a diferentes condiciones climáticas y edáficas. Entre los híbridos más frecuentes en la Península ibérica, se pueden citar *Populus x euroamericana* (Dode) Gunier (*P. deltoides x P. nigra*), *Populus x interamericana* Brockh (*P. deltoides x P. trichocarpa*) y *Populus x canescens* (*P. alba x P. tremula*).

De cada uno de estos híbridos existen varios clones. También se encuentran, no tan extendidas, plantaciones de plátano (*Platanus hispánica*) (Tusell & Mundet, 2009). Entre las betuláceas, *Populus nigra*, *P. alba* y *P. tremula* son especies arbóreas autóctonas de la Península Ibérica, aunque las poblaciones de origen de los híbridos donde intervienen estas especies pueden tener un origen poblacional alóctono.

El turno de explotación de las betuláceas de ribera es corto, gracias a su rápido crecimiento, habitualmente entre 10 y 18 años, hasta alcanzar diámetros normales entre 35 y 40 cm. La regeneración es por corta a hecho y plantación. La decisión más importante es la elección de la especie o el clon más adecuado a las características climáticas y del terreno. La disponibilidad hídrica y aeración justa de las raíces determinará su éxito. Tanto una falta como un exceso de agua (por ejemplo, en suelos encharcados buena parte del año) pueden reducir el crecimiento y provocar una mortalidad elevada de la plantación. En cada turno se prepara el terreno arrancando o triturando los troncos. También se pueden eliminar por medio de un herbicida localizado. A continuación se planta el plantón a la profundidad necesaria según el nivel freático. Se suele plantar directamente

en forma de estaca sin raíz. Solo se recomienda hacerlo con raíz en caso de plantaciones tardías o para protegerla de vientos fuertes (Tusell & Mundet, 2009). El marco de plantación recomendado es de 6x6 m (278 árboles/ha) regular o al tresbolillo. Para controlar la competencia herbácea suelen hacerse siegas o desbroces con grada de disco dos o más veces el año. Las podas de formación y de calidad son dos procesos importantes para aumentar el crecimiento apical, poco marcado en el caso del chopo, y reducir la formación de nudos y la conicidad del tronco. En casos particulares, se propone la fertilización del suelo y los riegos de apoyo. Las fertilizaciones son justificables en caso de terrenos aluviales muy lavados. Los riegos de apoyo pueden hacer aumentar la productividad y prevenir el estrés hídrico. Los restos de corta se trituran y se reparten por el terreno o bien se apilan y se queman.

Las plantaciones de ribera, en especial las choperas, a pesar de constituir sistemas artificiales, no dejan de tener un interés biológico y paisajístico. Si bien es evidente que la heterogeneidad estructural está muy simplificada, las choperas son un hábitat para diversas especies de fauna, entre las que destacan las aves. Por ejemplo, son seleccionadas de forma preferente por el pico menor (*Dendrocopos minor*) como una de las especies más características. Esta y otras aves insectívoras se alimentan de los insectos defoliadores, chupadores o xilófagos, motivo por el que se convierten en reguladores de las plagas. Al mismo tiempo, los picos perforan sus nidos principalmente en árboles secos y desramados (estacas), por lo cual el efecto sobre árboles vivos es secundario.

4. MARCO LEGAL PARA LA GESTIÓN FORESTAL EN RIBERAS

La gestión forestal en las riberas de los países de la Unión Europea sigue las directrices de la legislación vigente en materia de medio ambiente, aprovechamientos forestales y gestión hidrológica que marcan las directivas europeas, estatales y regionales o autonómicas, según la división territorial y política de cada región geográfica. A escala europea, hay tres directivas directamente implicadas en la gestión de los recursos de las riberas. La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), en adelante DMA, tiene como objetivo fundamental lograr un buen estado ecológico de las aguas para final de 2015. La estructura de la zona ribereña se utiliza como indicador del estado ecológico del curso fluvial (anexo V de la DMA). Por lo que respecta a la definición del estado ecológico, este es muy bueno o bueno cuando “la condición de las zonas ribereñas corresponde totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas” (anexo V de la DMA sobre indicadores de calidad hidromorfológica).

La Directiva Aves (79/409/CEE) y la Directiva Hábitats (92/43/CEE) tienen influencia en la gestión forestal en riberas. En primer lugar, pueden condicionar los objetivos y tratamientos en espacios de la Red Naturaleza 2000 y Zonas ZEPA, según la normativa vigente en estos espacios. Cada territorio con legislación ambiental propia puede aprobar directrices para la gestión de los espacios Naturaleza 2000 o ZEPA. En el caso de Cataluña, por ejemplo, las directrices aplicables a los espacios de ribera incluyen el fomento de la conservación y aumento de las formaciones naturales de ribera (alisedas y otros bosques de ribera afines) así como la reserva de parcelas de bosque maduro para las especies de interés comunitario que lo requieran (Godé *et al*., 2008).

A escala estatal y autonómica o regional, la gestión forestal está enmarcada por las líneas generales de la legislación forestal. En el caso de España, se basa en la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes, y las diferentes leyes forestales autonómicas, que desarrollan una extensa normativa que afecta a aspectos de la planificación, los tratamientos silvícolas y aprovechamientos, las actuaciones

de reforestación, etc. Por otro lado, los diferentes estándares de certificación de la Gestión Forestal Sostenible (FSC, PEFC, etc.) otorgan especial consideración a la conservación de los sistemas forestales de ribera.

Además de la normativa estrictamente forestal, existe normativa sectorial que afecta a los bosques de ribera a escala estatal y regional o autonómica. Por ejemplo, normativa de protección de fauna, flora y biodiversidad y de espacios naturales protegidos. Existen normativas específicas que afectan al uso de fertilización nitrogenada y fitosanitarios, normativa de prevención de riesgos y emergencias (prevención de incendios, inundaciones), etc. Igualmente, cualquier actuación forestal en las áreas de ribera deberá seguir la normativa específica del área protegida (reserva natural, parque natural, espacio de interés natural, etc.). En general, las normativas en materia de espacios naturales no permiten la destrucción o alteración de la calidad ambiental de superficies forestales. Esta legislación no entra en contradicción con las directivas europeas mencionadas antes.

Entre toda la legislación competente sobre medio ambiente, la gestión forestal tiene ente ella el gran reto de adecuación a la DMA. En caso que exista y se garantice la continuidad de una línea de bosque de ribera de una cierta anchura a lo largo de los cursos de agua no debe haber ningún problema en alcanzar los objetivos de la DMA, por lo que respecta a la vegetación de ribera. En el caso de cursos fluviales donde el bosque de ribera esté muy fragmentado o degradado por actividades agrícolas, extractivas o de otro tipo, es una cuestión que no atañe al sector forestal. En cambio, puede haber discrepancias en áreas donde se practican cortas a hecho del bosque de ribera o plantaciones forestales que lleguen hasta prácticamente el borde del río y, según la DMA, sería preferible recuperar una franja permanente en el tiempo de bosque de ribera espontáneo. Las recomendaciones que se exponen a continuación se orientan en particular al adecuar la gestión forestal a la DMA y, en líneas generales, a integrar la conservación de la biodiversidad en una gestión forestal basada en criterios ecosistémicos.

5. RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES DE RIBERA

En este apartado se exponen un conjunto de recomendaciones selvícolas para la gestión forestal, con un enfoque ecosistémico, en espacios fluviales. Hay que remarcar que estas recomendaciones son una referencia para asegurar la persistencia y la calidad ecológica y selvícola de los sistemas fluviales (asimilables a unos códigos de buenas prácticas), pero no son modelos silvícolas de gestión, cuya formulación necesitaría un estudio profundo de la dinámica de los ecosistemas de ribera y una concreción de la gestión en base a los objetivos y características silvícolas y biológicas del medio.
Estas recomendaciones se formulan en función de:

a) La zonificación transversal (punto 5.1.) y la delimitación de la franja riparia (puntos 5.2 y 5.3).
b) El tipo de formación vegetal: formaciones espontáneas de ribera, otras formaciones forestales adyacentes, plantaciones, etc. (puntos 5.4 en adelante).
c) Las principales actuaciones forestales que se realizan en ellas: cortas, desbroces de matorral, plantación, etc. (puntos 5.4 en adelante).

Siempre, teniendo en cuenta que las actividades productivas a realizar en el bosque de ribera se deberían adecuar al concepto de gestión forestal sostenible (por ejemplo, se puede consultar una

definición en la Ley 43/2003 de Montes españoles) y multifuncional. Al respecto se puede consultar la declaración de la segunda conferencia ministerial sobre protección de los bosques en Europa (declaración de Helsinki, 1993) sobre fomento de la gestión forestal sostenible.

5.1. Gestión multifuncional y conservación

La gestión del bosque de ribera se adecuará a un gestión forestal multifuncional, donde se integren las diversas funciones del bosque (biológica, ecológica, socioeconómica y recreativa) sin perjuicio que se prioricen objetivos determinados y se zonifiquen por prioridades. Por ejemplo, sin entrar en contradicción con la DMA y la legislación estatal y regional, las zonas de ribera se pueden destinar íntegramente o parcialmente a aprovechamientos forestales. Una parte, la más sensible o de mayor interés biológico, ecológico y/o paisajístico se puede destinar a un objetivo conservación. Se puede optar por no intervenir en estas áreas y dejarlas a su evolución natural o bien efectuar una gestión activa, empleando herramientas silvícolas y de bioingeniería para la mejora de la estructura y la estabilidad de la comunidad vegetal (Camprodon, 2008).

La protección de especies de fauna y flora protegida implica mantener poblaciones mínimas viables en los espacios de ribera. Este objetivo se traduce de diferentes maneras por lo que respecta a la gestión forestal. La alteración del hábitat por factores antrópicos tiene que ser compatible con la preservación de las poblaciones de especies sensibles. Hay que tener una atención especial para la protección de territorios y colonias de especies amenazadas o de interés especial por su rareza o localización. En el caso de territorios de especies amenazadas, es necesario que la gestión forestal permita la presencia y calidad de los distintos hábitats por los que la especie se mueve. Especies con territorios y requerimientos estructurales amplios, como la nutria, se adaptan a la dinámica cambiante de las áreas de ribera y, por lo tanto, pueden tolerar un cierto grado de modificación espacial y temporal de las formaciones arbóreas. En otras situaciones, una pequeña alteración de la estructura del bosque de ribera puede ser fatal; por ejemplo, en el caso de colonias de cría de ardéidas o concentraciones de murciélagos en cavidades de árbol. Puestos a priorizar, en estos casos es preferible la creación de pequeñas reservas forestales sin modificar casi nada o con modificaciones estructurales puntuales de refuerzo a la conservación.

5.2. La franja riparia: definición

La franja riparia se refiere al espacio más adyacente al curso fluvial y funcionalmente conectado con el cauce, donde las actuaciones forestales deben garantizar un desarrollo correcto de las comunidades vegetales y una persistencia del ambiente forestal. En la zona más próxima al curso de agua, tiene de haber una franja de especies en contacto con los márgenes de la lámina de agua para cumplir con las diversas funciones ecológicas: ofrecer hábitat y refugio a la fauna acuática y de ribera, templar las aguas o controlar la proliferación de algas. Se entiende que las actividades agrícolas y extractivas no estarán permitidas y, como mucho, se podría permitir un pasto con carga ganadera muy baja. Determinadas condiciones (cursos de caudal escaso y cabeceras de cuenca o por degradación o sustitución de la vegetación propia de ribera), la franja riparia puede estar formado por vegetación adyacente no estrictamente de ribera (encinal, robledal, pinar, etc.). Esta vegetación adyacente también se considera parte de la franja riparia y se trata como tal en la propuesta de actuaciones silvícolas.

La delimitación de la franja riparia variaría según la tipología de río. Su anchura es una variable esencial para permitir una buena representación de las comunidades de ribera a escala horizontal, tanto más compleja cuanto más caudal tiene el curso de agua: desde los carrizales y espadañales del margen del cauce hasta las fresnedas y olmedas del trasfondo de las alisedas y alamedas (figura 5).

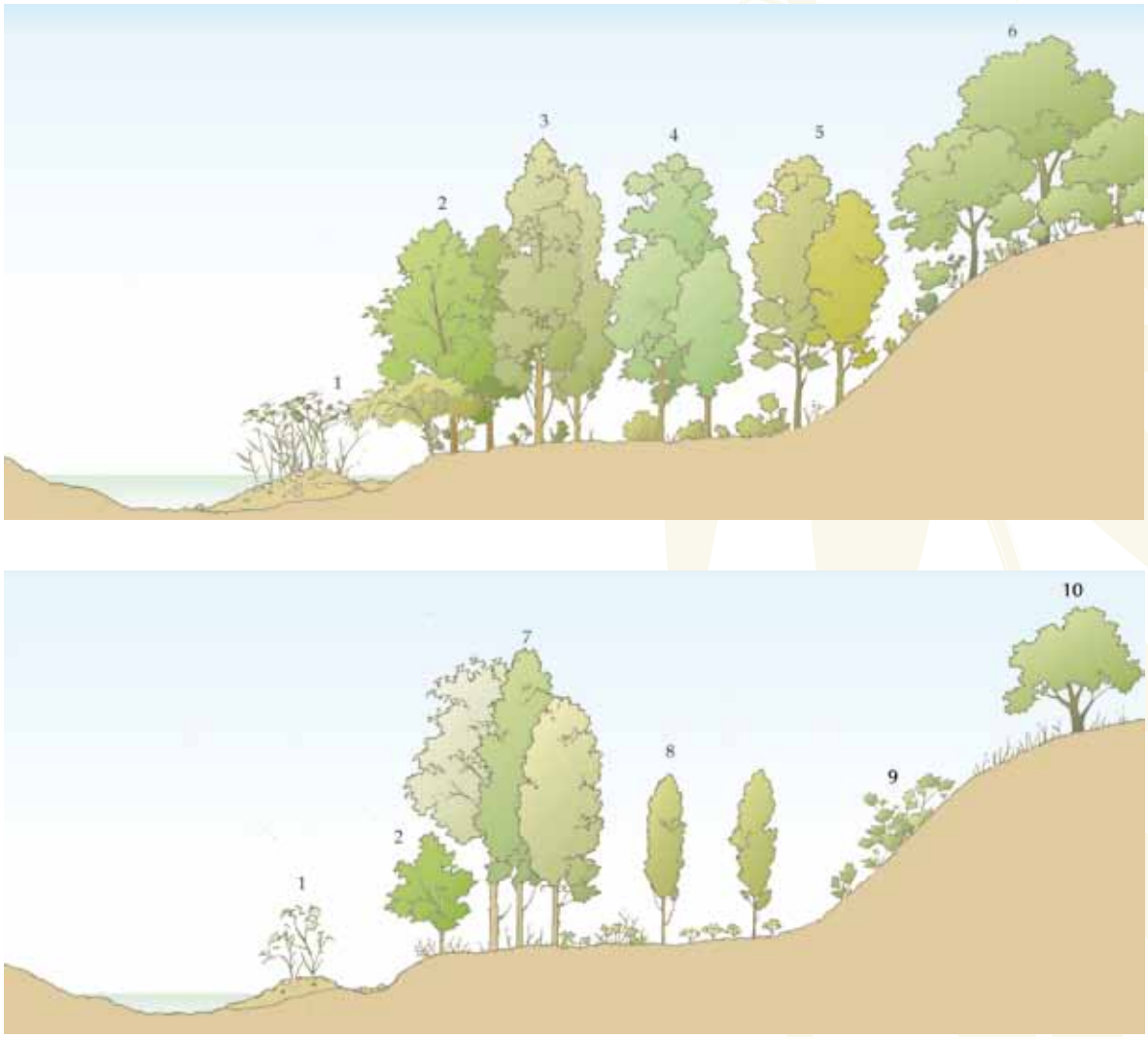


Figura 5. Perfil de la vegetación de ribera. Arriba: bosque de ribera potencial en un río mediterráneo representativo del sudoeste de Europa, el curso medio-alto del Ter (Cataluña). Abajo: ejemplo de vegetación de ribera actual modificada por los usos agrícolas, ganaderos, forestales y falta de caudales. La franja riparia a definir sería, en una situación máxima, el caso de arriba y, como mínimo, una situación intermedia entre los dos extremos. Leyenda: 1) sauceda de *Salix elaeagnos*, 2) aliseda con *Salix purpurea* y *Alnus glutinosa*, 3) sauceda de *Salix alba*, 4) olmeda de *Ulmus minor*, 5) fresneda de *Fraxinus excelsior,* 6) robledal de *Quercus pubescens*, 7) *Populus deltoides* y *Platanus xhispanica subespontáneos*, 8) plantación de chopo con sotabosque de zarzas, 9) *Robinia pseudoacacia* y *Ailanthus altissima subespontáneos*,10) pastos y cultivos con robles.
Dibujo: Pere Rovira.

La gestión forestal sostenible garantiza la persistencia de los diferentes estratos de la franja riparia, favoreciendo la vegetación autóctona y tendiendo a retirar la alóctona, poniendo una atención especial a elementos biológicamente destacados, como la funcionalidad de los diversos microhábitats (ríos trenzados) o la protección de las especies de flora protegidas. El concepto de franja riparia es interesante desde el punto de vista práctico cuando existe una limitación a la anchura que tiene el bosque de ribera. De lo contrario, si no hay restricciones por intereses de gestión, el bosque de ribera puede ser tan ancho como las condiciones naturales lo permitan. De esta manera, podrá cumplir mejor con las funciones ambientales. La anchura mínima de la franja riparia debería permitir la funcionalidad, como ya se ha definido antes. Un límite estaría situado invariablemente a orillas de la lámina de agua. El otro extremo sería variable según el caudal del río. Un mínimo propuesto sería de una anchura igual al Dominio Público Hidráulico (DPH), concepto definido en la Ley 29/1985 de Aguas española, con la propuesta de adición de unos pocos metros

(2, 4, 6, 8 m) en función del caudal. También se puede calcular sustituyendo el DPH por el límite externo de las avenidas más recurrentes, que en la práctica suele estar delimitado por el cambio brusco de pendiente de la orilla (*bankfull* o canal lleno) (figura 6). En Portugal, la franja riparia estaría incluída dentro del *Domínio Público Lacustre e Fluvial*, el cual, según reza la Lei 54/2005 sobre la titularidad de los recursos hídricos, comprendre márgenes de 30 m de anchura en aguas navegables y de 10 m de anchura en los cursos no navegables, incluídos los torrentes, barrancos y arroyos de caudal discontínuo.



Figura 6. Corta a hecho en zona de franja riparia. Se observa claramente el bankfull o canal lleno en el cambio brusco de pendiente del margen del cauce. Foto: Marc Ordeix.

5.3. Delimitación de la franja riparia

La gestión de la franja riparia será diferente en función de la distancia al curso de agua y de las características de este. En general, un río más ancho necesita una franja riparia también más ancho. Las anchuras mínimas de la franja riparia que habrá que considerar se establecerán en términos de límite mínimo externo, es decir, que la distancia perpendicular a un elemento del río (DPH o canal lleno) determinará la anchura mínima de franja riparia. Por lo tanto, la franja riparia comprenderá toda la vegetación situada entre la lámina de agua y este límite mínimo externo.

Hay que insistir que esta anchura de franja riparia es la que técnicamente se considera mínima para garantizar el equilibrio y funcionamiento hidrológico y ecológico correctos de un río, pero que en ningún caso impide que la vegetación de ribera pueda tener una anchura mayor. Al contrario, a mayor anchura de franja riparia, mejor constituida estará la vegetación de ribera en toda su heterogeneidad horizontal y más beneficios ambientales se derivarán, especialmente cuando esté formada por bosques y formaciones típicas de ribera (figura 7).

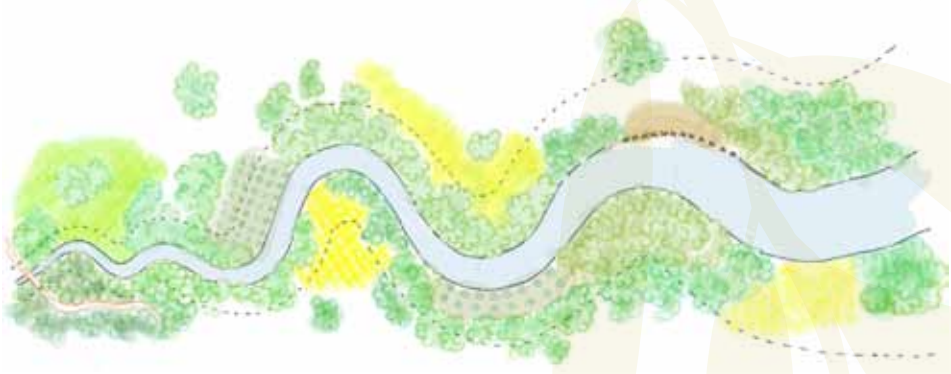


Figura 7. Aproximación en planta al que podría ser la franja riparia, donde la delimitación de la franja de vegetación mínima aumenta con las dimensiones del tramo de río. Dibujo: Roser Casas.

Para calcular la anchura mínima que debe tener la franja riparia, se distinguirán los siguientes casos dependiendo de las características dimensionales del río.

CASO 1. En cursos donde la anchura del *bankfull* (canal lleno) es menor a 2 m (A< 2 m), el límite exterior mínimo de la franja riparia (FR) se establece en el siguiente:

a) En tramos donde se conoce el límite del DPH,
FR = DPH + 2
Donde,
FR = límite exterior mínimo de la franja riparia partir del DPH (m)
DPH = límite del Dominio Público Hidráulico

La figura 8 muestra un ejemplo gráfico de la delimitación de la franja riparia en los tramos donde se conoce el límite del DPH.
b) En tramos donde no se conoce el límite del DPH (figura 8)
FR = (límite de canal lleno + ½ A) + 2
Donde,
FR = límite exterior mínimo de la franja riparia a partir del canal lleno (m)
Límite de canal lleno = límite exterior (rotura de pendiente) (m)
A = ancho del canal lleno (m)

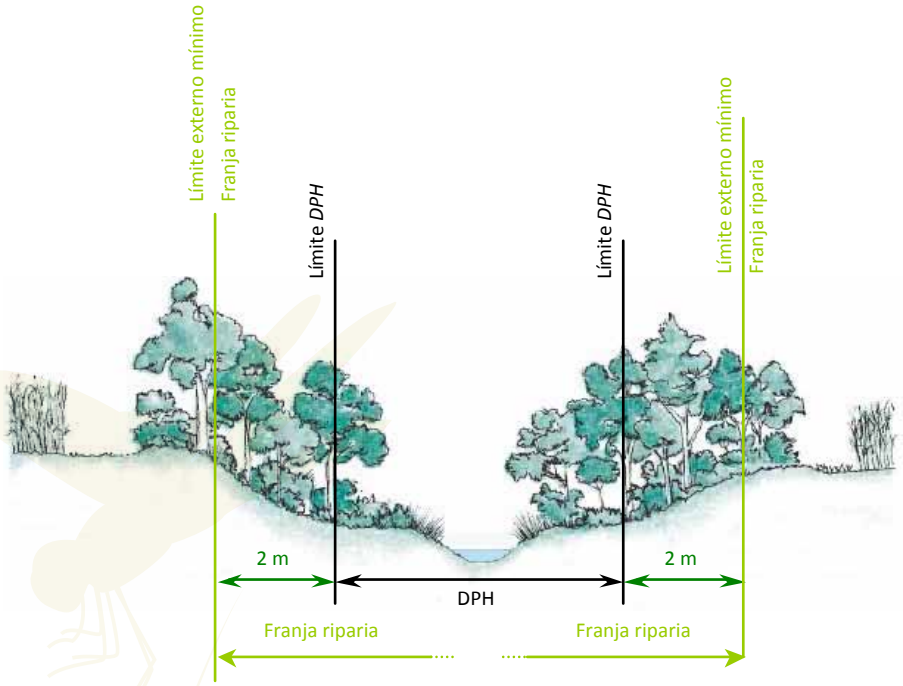


Figura 8. Delimitación de la franja riparia en ríos de anchura de canal lleno igual o menor a 2 m donde se conozca el límite DPH. Dibujo: Roser Casas.

La figura 9 muestra un ejemplo gráfico de la delimitación de la franja riparia en los tramos donde no se conoce el límite del DPH.

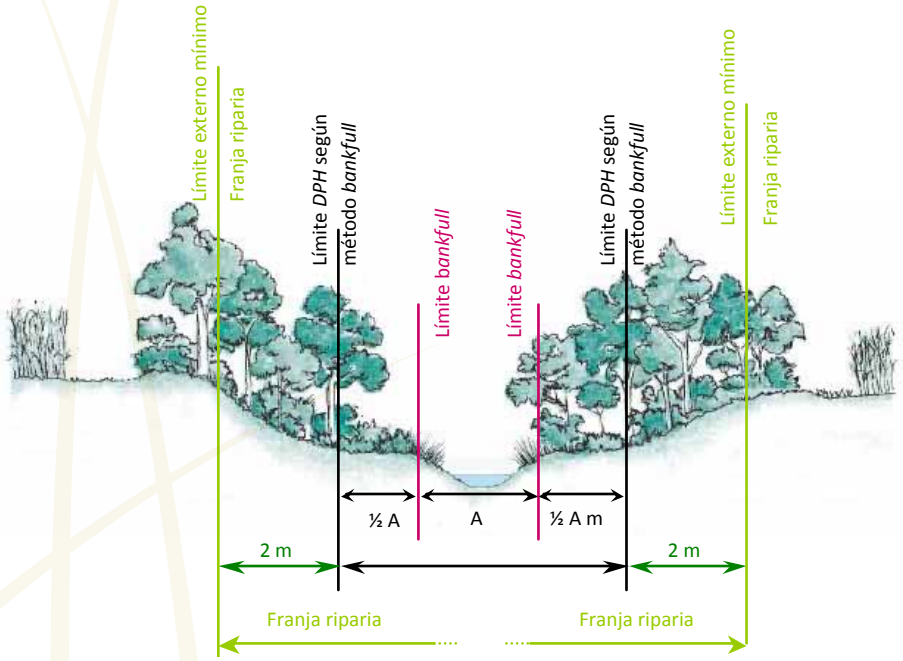


Figura 9. Delimitación de la franja riparia en ríos de anchura de canal lleno igual o menor a 2 m, donde no se conoce el límite del DPH. Dibujo: Roser Casas.

La tabla 1 muestra un ejemplo numérico del caso 1 expuesto previamente.

Tabla 1. Varios ejemplos numéricos del límite exterior de la franja riparia en el caso 1 según la anchura de canal lleno. En caso de que se conozca el DPH, el límite exterior mínimo de la franja riparia se situará siempre a 2 m del DPH.

A Ancho canal lleno (m)	Distancia del límite exterior mínimo de la franja riparia con respecte al límite del canal lleno (m)
0,50	2,25
0,75	2,38
1,00	2,50
1,25	2,63
1,50	2,75
1,75	2,88

Tabla 1. Varios ejemplos numéricos del límite exterior de la franja riparia en el caso 1 según la anchura de canal lleno. En caso de que se conozca el DPH, el límite exterior mínimo de la franja riparia se situará siempre a 2 m del DPH.

D Ancho DPH (m)	Distancia del límite exterior mínimo de la franja riparia con respecte al límite del DPH (m)
3	1,5
3,5	1,75
4	2
4,5	2,25
5	2,5
5,5	2,75
6	3
6,5	3,25
7	3,5
7,5	3,75
8	4
8,5	4,25
9	4,5
9,5	4,75
10	5
10,5	5,25
11	5,5

A Ancho canal lleno (m)	Distancia del límite exterior mínimo de la franja riparia con respecte al límite del canal lleno (m)
2	3,00
2,5	3,75
3	4,50
3,5	5,25
4	6,00
4,5	6,75
5	7,50
5,5	8,25
6	9,00
6,5	9,75
7	10,50
7,5	11,25
8	12,00
8,5	12,75
9	13,50
9,5	14,25
10	15,00

CASO 2. En cursos donde la anchura del canal lleno es de 2 a 10 metros, (A=2–10 m), el límite exterior mínimo de la franja riparia (FR) se establece del modo siguiente:

a) En tramos donde se conoce el límite del DPH,

FR = DPH + ½ D

Donde,

FR = límite exterior mínimo de la franja riparia a partir límite DPH (m)

DPH = límite del Dominio Público Hidráulico

D = ancho del Dominio Público Hidráulico (m)

La figura 10 muestra un ejemplo gráfico.

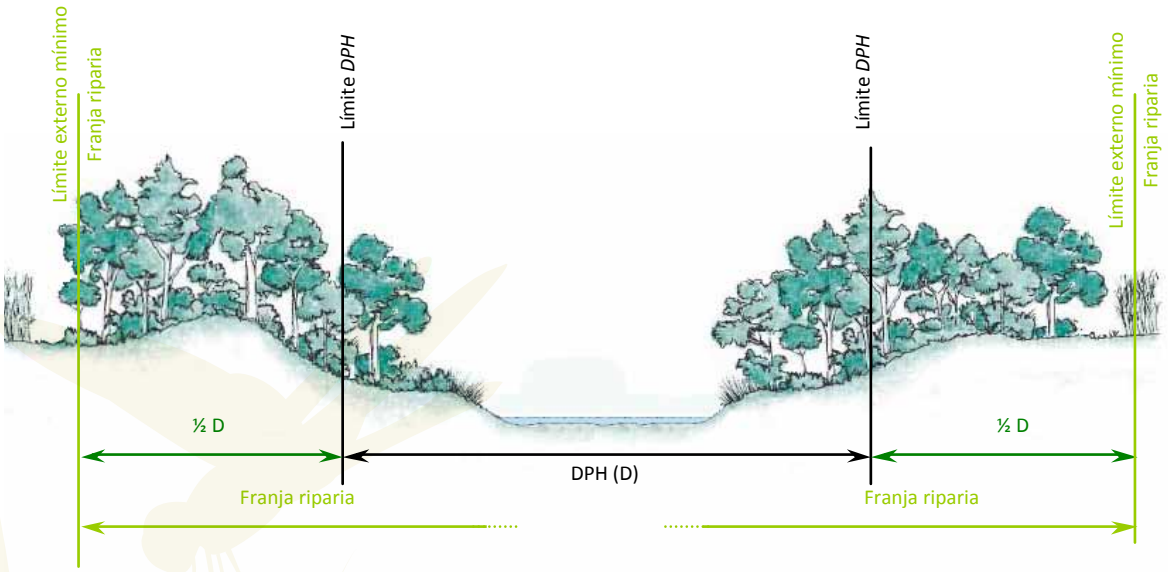


Figura 10. Delimitación de la franja riparia ríos de 2 a 10 m de anchura de canal lleno, donde se conoce el límite del DPH. Se puede apreciar que la franja riparia mínimo puede ser superior al existente, en el lado derecho; por lo tanto, la gestión debe ir dirigida a ensanchar la franja riparia. Dibujo: Roser Casas.

b) En tramos donde no se conoce el límite del DPH (figura 11)

FR = (límite de canal lleno + ½ A) + A

Donde,

FR = límite exterior mínimo de la franja riparia a partir del límite canal lleno (m)

Límite de canal lleno = límite exterior (rotura de pendiente) (m)

A = ancho del canal lleno (m)

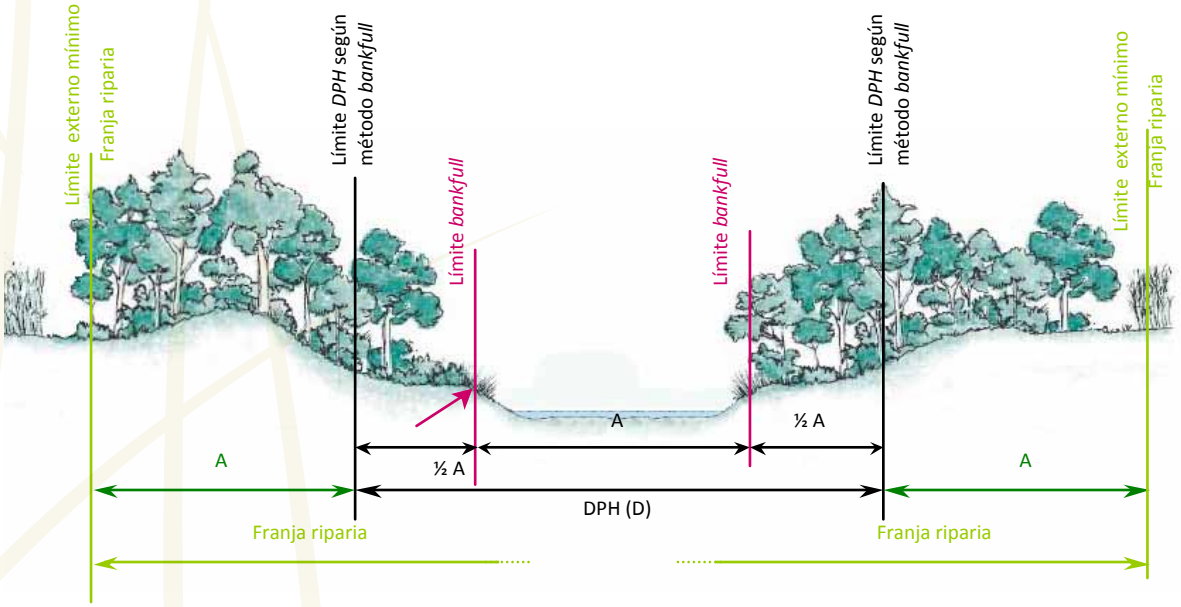


Figura 11. Delimitación de la franja riparia en ríos de 2 a 10 m de anchura de canal lleno, para tramos donde no se conoce el límite del DPH. Dibujo: Roser Casas.

CASO 3. En cursos de mayor magnitud, donde la anchura del canal lleno es igual o superior a 10 metros (A> 10 m), el límite exterior mínimo de la franja riparia (FR) se establece de la siguiente manera:

a) En tramos donde se conoce el límite del DPH,
FR* = DPH + servidumbre
Donde,
FR = límite exterior mínimo de la franja riparia a partir del DPH (m)
DPH = límite del Dominio Público Hidráulico (m)
Servitud = 5m (Zona de Servitud, definida por la Ley 29/1985 de Aguas)

* En cualquier caso, el límite de FR mínimo es de 15 m desde el límite del canal lleno.

La figura 12 muestra un ejemplo gráfico.

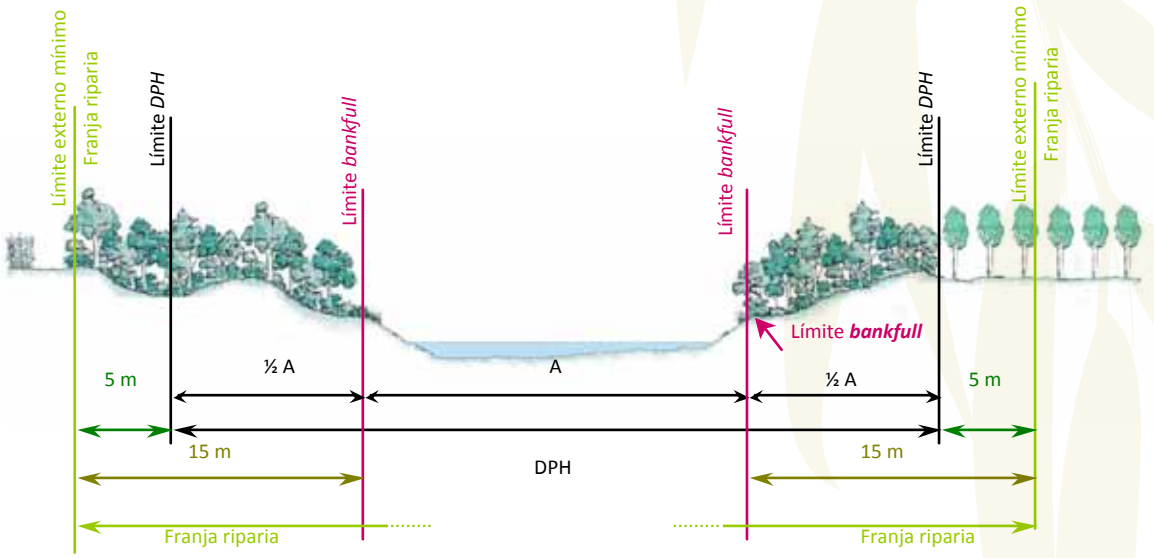


Figura 12. Delimitación de la franja riparia en un río de anchura de canal lleno mayor a 10 m, en caso de que se conozca el límite del DPH. Dibujo: Roser Casas.

b) En tramos donde no se conoce el límite del DPH (figura 13),
FR = límite de canal lleno + 15
Donde,
FR = límite exterior mínimo de la franja riparia a partir del límite canal lleno (m)
Límite de canal lleno = límite exterior (rotura de pendiente) (m)

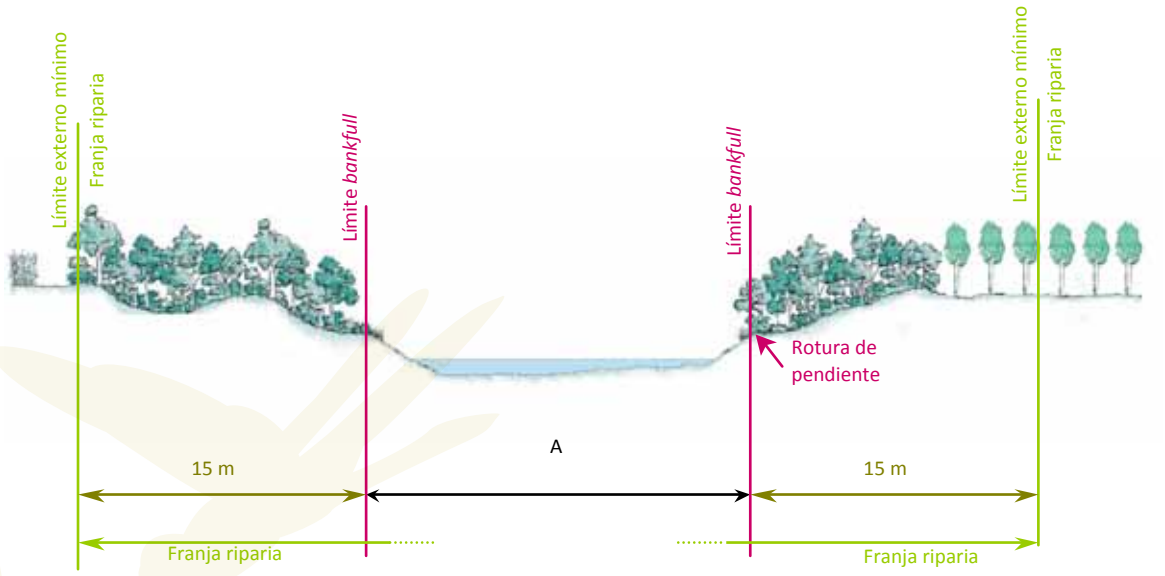


Figura 13. Delimitación de la franja riparia en un río de anchura de canal lleno mayor a 10 m. Cuando se conoce el DPH, la franja riparia llegará hasta al límite externo de la zona de servidumbre; en el caso de no conocerse el DPH, la franja riparia mínimo será de 15 m a partir del límite de canal lleno. Dibujo: Roser Casas.

5.4. Actuaciones en formaciones de ribera espontáneas dentro de la franja riparia

A continuación se exponen las recomendaciones para las formaciones forestales de ribera espontáneas, dependiendo de si nos encontramos dentro o fuera de los límites de la franja riparia establecido según las fórmulas y condiciones anteriores.

Los objetivos generales de la gestión irán dirigidos a:

a) Garantizar el mantenimiento de las comunidades autóctonas de ribera.
b) Incrementar y conservar la máxima variedad de especies autóctonas propias de la estación ecológica.
c) Incrementar y conservar la heterogeneidad estructural y un cierto grado de madurez del sistema.
d) Asegurar la estabilidad física de los márgenes fluviales.

Cortas

Las cortas deben ejecutarse a partir de criterios de selección y de mejora, encaminadas a asegurar un recubrimiento vegetal (conjunto de cobertura arbolada, arbustiva y herbácea) completo y continuo en el tiempo. Una corta no podrá reducir la cobertura arbolada o fracción de cabida cubierta (FCC) por debajo del 70%, a partir de latizal hasta fustal maduro. En los casos en los que la fracción de cabida cubierta sea inferior a este valor por causas no naturales (situaciones normalmente asociadas a un estado ecológico de conservación moderado, deficiente o malo, según la DMA), las actuaciones silvícolas tendrán como objetivo fundamental potenciar su incremento.

En cualquier tipo de corta de mejora se respetarán todos los pies con cavidades naturales, excavadas por picos o de cualquier otro origen, así como los árboles nido de ardéidas y otras especies amenazadas (figura 14). Tampoco se harán intervenciones en los tramos de ribera donde se concentren colonias de ardéidas, cormoranes y otras especies protegidas (en árbol o en pared natural), los cuales, a pesar de todo, acostumbran a estar muy localizados y a ocupar espacios reducidos.



Figura 14. Colonia de ardéidas en una aliseda. Ejemplo de zona de máxima protección de la franja riparia. Foto: Laia Jiménez.

Se preservarán un mínimo de 10 pies gruesos/km lineal y banda de ribera, considerando árboles gruesos aquellos de un mínimo de 30 cm de diámetro normal, sobremaduros o pasados de turno, incluidos los que presentan síntomas de decrepitud. Para dejar estos pies, es preferible aprovechar lugares de pendiente elevada, poco alejados del curso de agua y/o donde la accesibilidad haría difícil una saca eventual.

Toda corta se hará de manera que la fracción de sombra estival sobre el cauce no baje del 70%, en aquellos tramos en que sea inicialmente superior. En el resto de casos será necesario que este nivel inicial de sombra estival no se vea reducido y, si es posible, fomentando su incremento mediante crecimiento vegetativo, reproducción del arbolado existente o por plantación.

La corta de los pies se hará de manera que la caída no sea sobre el curso de agua ni afecte a las formaciones vegetales de las riberas ni modifique los brazos internos y charcas que forma el río en zonas inundables (figura 15). No obstante, se puede tumbar algún árbol adrede sobre el cauce con el objetivo de formar microhábitats para la fauna acuática y retener sedimentos. Los árboles tumbados deben trabarse con árboles gruesos en pie para impedir que una crecida del cauce se lo lleve. Esta actuación solo es indicada en cabeceras no sometidas a fuertes avenidas. Tampoco se recomienda aguas arriba de infraestructuras hidráulicas o puentes próximos. El arrastre no se podrá realizar nunca desde el otro lado del curso de agua, para evitar malograr el ecosistema acuático, excepto en casos donde sacarla por un recorrido alternativo pueda causar daños sensiblemente mayores.



Figura 15. Ejemplo de microhábitats acuáticos de alto interés biológico formados por charcas de agua en el interior de la franja riparia de una isla fluvial. Foto: Jordi Camprodon.

Desbroces de matorral

Los desbroces de matorral, caso de ser realmente necesarios, serán selectivos y respetarán siempre las especies vegetales protegidas. Favorecerán las especies arbustivas y lianoides autóctonas, respetando varios pies de cada especie arbustiva. Para garantizar la estabilidad de los márgenes, un ecosistema estable y rico, y no perjudicar a la fauna asociada al sotobosque (por ejemplo aves y pequeños mamíferos), habrá que dejar por lo menos un 50% de la superficie total con recubrimiento de las diferentes especies arbustivas de un metro de altura como mínimo, y de las diferentes especies de lianas (Camprodon & Brotons, 2006).

Hay que evitar específicamente el desbroce, arranque o quema de la vegetación herbácea asociada a las riberas (carrizales y espadañales, es decir, formaciones de cañizo y anea, respectivamente, herbazales higrófilos y formaciones de *Vitex agnus-castus*), distribuida generalmente en las áreas del cauce y de los márgenes fluviales de inundación más frecuente (en muchos casos parcialmente sumergidas). Esta recomendación no afecta a las formaciones de caña (*Arundo donax*), originaria de Asia, que se tenderá a eliminar.

Selección de renuevos

La intensidad en la selección de rebrotes en monte bajo dependerá de su grado de desarrollo. En estadio de monte bravo la cobertura no podrá bajar del 50%. A partir de latizal, la corta no podrá reducir la fracción de cabida cubierta por debajo del 70%.

Podas

La aplicación de las podas (tanto las altas como las bajas) solo se justificará en aquellos pies de mejor conformación; en cualquier caso, no se podrá aplicar a más del 50% de los pies de más de 10 cm de diámetro.

Gestión de restos de las actuaciones silvícolas

Los restos de tratamientos silvícolas (cortas, podas o desbroces de matorral) se retirarán siempre fuera de la franja riparia. Se triturarán o eliminarán in situ o fuera del espacio. Una parte se puede aprovechar para leña y biomasa combustible. Es muy importante retirar los restos de madera gruesa en zonas alejadas de les riadas máximas ordinarias.

Para todas las actuaciones

En las actuaciones selectivas (cortas o desbroces de matorral) y en plantaciones eventuales, se favorecerán las especies vegetales autóctonas y se tenderá a retirar las especies alóctonas (tanto las herbáceas de gran porte como arbustivas y arbóreas no comerciales), como lo son la caña asiática (*Arundo donax)*, el ailanto (*Ailanthus altissima*), la robinia (*Robinia pseudoacacia*), el negundo (*Acer negundo*) el sauce llorón (*Salix babylonica*), el aromo (*Acacia farnesiana*), las moreras (*Morus* sp.), árbol del paraíso (*Eleagnus angustifolia*), el plátano (*Platanus x hispánica*) y otros (figura 16).



Figura 16. Efectos de una avenida sobre los restos de una corta en la franja riparia que no se han retirado a una distancia suficiente. Los restos acumulados han taponado la circulación del agua, han tumbado algunos pies y han modificado la dinámica fluvial, con efectos sobre la hidrología, el sotobosque y las charcas existentes. Foto: Jordi Camprodon.

En aquellos tramos clasificados como altamente torrenciales, los objetivos de la gestión forestal se orientarán de manera prioritaria hacia la protección de los márgenes y la fijación del suelo, favoreciendo, sobre todo, las especies especialmente efectivas en la fijación de las orillas, como por ejemplo los sauces autóctonos (*Salix alba*, *Salix atrocinerea*, *Salix elaeagnos*, *Salix purpurea*, entre otros). Estos tramos son los que tienen un índice de torrencialidad (ratio Qci/Qn) igual o mayor a 250.

Se dejará la madera muerta caída de manera natural (excepto en el caso de caídas masivas debido a fenómenos de fuertes perturbaciones puntuales) como microhábitat, tanto la procedente de especies autóctonas como naturalizadas (macrorestos). Los restos grandes de arbolado (troncos con diámetro normal de 15 cm o superior) tienen gran importancia para la biodiversidad, como microhábitat de hongos, plantas e invertebrados y como sustrato de alimentación, nidificación y refugio de diversas especies de fauna vertebrada.

Esta madera muerta caída de forma natural no se retirará excepto en el siguiente caso:
En áreas urbanas, periurbanas, urbanizadas, donde haya infraestructuras y asentamientos humanos, especialmente los cursos de agua sensibles a riesgo de inundación y con infraestructuras hidráulicas próximas (por ejemplo, puentes), para garantizar la capacidad de desagüe de el cauce.
Los trabajos forestales se deberán adecuar fuera del período crítico para la cría, comprendido del

1 de marzo hasta al 30 de julio. En invierno determinados aves acuáticos utilizan la vegetación de ribera como refugio donde pasar la noche (cormoranes, ardéidas, anátidas, etc.). Estas colonias suelen estar muy localizadas en áreas tranquilas y de vegetación de ribera bien conformada. Los trabajos forestales se deberán adecuar en tal caso, no a la época en concreto, sino a la presencia ocasional de éstas colonias.

El uso de maquinaria pesada no será permitido fuera de las vías existentes. Las condiciones para la apertura y mantenimientos de vías y las tareas de saca se recogen en el apartado 5.10. Ver también el capítulo 3.4 sobre uso de maquinaria forestal en las restauraciones fluviales.

5.5. Actuaciones en formaciones de ribera espontáneas fuera de la franja riparia

La zona objeto de estas medidas va desde el límite exterior de la franja riparia hasta donde acaba la formación de ribera espontánea. Como recomendaciones generales hay que observar:

a) La gestión forestal siempre irá encaminada a favorecer la persistencia, estructura y estabilidad del bosque, aplicando la silvicultura propia de las especies en aprovechamiento.
b) Es recomendable seguir los criterios establecidos por las franjas mínimas de la franja riparia.

Los sistemas de gestión de las masas forestales adyacentes que permitan una alteración mínima en el espacio y el tiempo de la cubierta arbórea deberían ser seleccionados desde un objetivo ecosistémico. En este sentido, las cortas a hecho o sucesivas en grandes frentes de explotación (de la orden de decenas de hectáreas sin cubierta arbórea continua) no serían los preferibles. Es mejor optar por sistemas de gestión de masas irregulares, ya sea pie a pie o por bosquetes que garantizan una cubierta arbórea continua en el tiempo, o bien sistemas regulares donde se pongan en regeneración al mismo tiempo pequeños rodales, a poder ser repartidos en el espacio. A continuación se plantean una serie de medidas con la intención de fijar unos requisitos mínimos de buen comportamiento hidráulico, calidad ambiental y actividad económica.

Cortas

En cualquier tipo de corta, se respetarán los pies con cavidades naturales, excavadas por picos, o de cualquier otro origen. En caso de alta densidad de cavidades, reservar unos 10-20 pies/ha será suficiente (Camprodon *et al*., 2008). Se tendrá un cuidado especial en no dañar los árboles con nidos de ardéidas y otras especies amenazadas.

Por lo que respecta a los árboles muertos en pie como sustrato de nidificación y refugio de diversas especies, se dejará un mínimo de 10 pies / ha con una clase diamétrica igual o mayor a 15 cm. Se mantendrán de 5 a 10 pies/ha de árboles grandes, como se expone al apartado 5.4, que pueden coincidir con las árboles con cavidades reservados.

Desbroces de matorral

Se seguirán las prescripciones recogidas en el apartado 5.4. Para garantizar un ecosistema estable y rico, y no perjudicar a la fauna asociada al sotobosque (p. e. aves y pequeños mamíferos), habrá que dejar por lo menos un 30-50% de la superficie total con cobertura de las distintas especies arbustivas de un metro de altura como mínimo y de las diversas especies de lianas (Camprodon & Brotons, 2006).

Para todas las actuaciones

Se favorecerán las especies vegetales autóctonas y se tenderá a retirar las especies alóctonas (tanto las herbáceas de gran porte como arbustivas y arbóreas no comerciales). Los restos de tratamientos silvícolas (cortas o desbroces) se triturarán y se repartirán distribuidas por el espacio. Si no se dispone de trituradora se retirarán de la franja riparia a una distancia suficiente para que no se las lleve una avenida (figura 17). Para el resto de actuaciones se seguirán las recomendaciones descritas al apartado 5.4.



Figura 17. Efectos de una avenida sobre los restos de una corta en la franja riparia que no se han retirado a una distancia suficiente. Los restos acumulados han taponado la circulación del agua, han tumbado algunos pies y han modificado la dinámica fluvial, con efectos sobre la hidrología, el sotobosque y las charcas existentes. Foto: Jordi Camprodon.

Gestión de restos de las actuaciones silvícolas

Los restos de tratamientos silvícolas (cortas, podas o desbroces) se retirarán siempre o se triturarán in situ, si se puede acceder fácilmente con maquinaria.

Para todas las actuaciones

Hay que garantizar el mantenimiento de aquellas comunidades autóctonas de ribera que se puedan encontrar, pequeños grupos o pies aislados de especies ribereñas (manchas de matorrales, incluidos los helofíticos). Se favorecerán las especies vegetales autóctonas y se tenderá a retirar las especies alóctonas y se seguirán las prescripciones pormenorizadas en el apartado 5.4.

5.7. Actuaciones en formaciones forestales adyacentes fuera de la franja riparia

Se consideran las actuaciones en formaciones forestales adyacentes en la zona comprendida entre

el límite de la franja riparia y el final de la zona de policía (si esta puede establecerse a partir de un DPH delimitado) o bien a 100 m de distancia a partir del límite de canal lleno.

Como recomendaciones generales hay que observar:

a) La gestión forestal siempre irá encaminada a favorecer la persistencia, estructura y estabilidad del bosque, aplicando la silvicultura propia de la especie.
b) Hay que considerar la posibilidad de seguir los criterios establecidos para las franjas mínimas de franja riparia.

En cualquier caso, se plantean una serie de medidas con la intención de fijar unos requisitos mínimos de buen comportamiento hidráulico, calidad ambiental y actividad económica.

Cortas

Se respetarán los pies que presenten cavidades tal como se ha descrito en las cortas del apartado 5.5. Se preservarán los pies muertos en pie que haya de manera puntual. No se incluyen las mortalidades masivas debido a fuego, enfermedad, etc. Se mantendrán de 5 a 10 pies/ha de árboles grandes, considerados como aquellos de mayor diámetro, sobremaduros o pasados de turno, incluidos los que presentan síntomas de decrepitud. A la hora de dejar estos pies, es preferible aprovechar lugares de elevada pendiente, poco alejada del curso de agua, y/o donde la accesibilidad haría difícil una saca eventual.

Desbroces de matorral

Se seguirán las prescripciones recogidas en el apartado 5.4. Para garantizar un ecosistema estable y rico, y no perjudicar a la fauna asociada al sotobosque (p. e. aves y pequeños mamíferos), habrá que dejar por lo menos un 30% de la superficie total con recubrimiento de las diversas especies arbustivas de un metro de altura como mínimo y de las diversas especies de lianas.

Para todas las actuaciones

Los restos de tratamientos silvícolas (cortas o desbroces) se eliminarán siempre en toda la superficie situada a una cota inferior a 3 m por encima del canal lleno (figura 18).

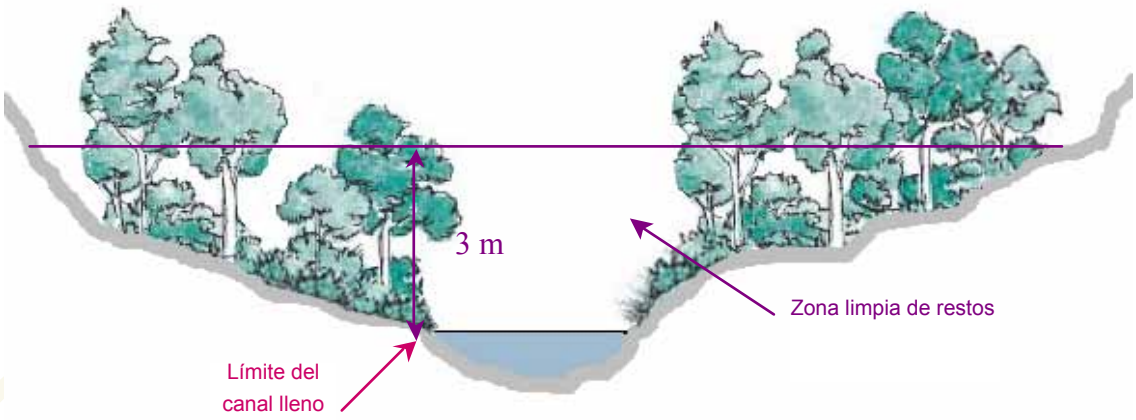


Figura 18. La zona situada a una cota inferior a 3 m sobre el canal lleno estará limpia de restos de corta o desbroce. Dibujo: Roser Casas.

Se dejará toda la madera muerta caída de manera natural como microhábitat, tanto la procedente de especies autóctonas como naturalizadas (macrorestos), excepto en el caso de caídas masivas debido a fenómenos de fuertes perturbaciones puntuales. Las vías forestales, la saca y la maquinaria pesada seguirán las recomendaciones establecidas en los casos anteriores.

5.8. Actuaciones en plantaciones de ribera dentro de la franja riparia

Las plantaciones en los espacios fluviales se encuentran en algunas ocasiones situadas a orillas del curso fluvial; en otras, en cambio, se sitúan a cierta distancia del curso, favoreciendo así el desarrollo de la vegetación natural. La figura 19 muestra un esquema de los diferentes casos.

Como objetivo general para todo tipo de plantaciones forestales (chopo, plátano, abeto de Douglas, pino insigne, frondosas, etc.) dentro de la franja riparia, la gestión se orientará a la recuperación de las formaciones forestales espontáneas, bien sean de ribera o bien otras formaciones forestales adyacentes, con la finalidad preferente de conservar la biodiversidad y mantener los procesos ecológicos, sin perjuicio que puedan realizarse aprovechamientos madereros por entresaca. Con este objetivo, durante un período transitorio, habrá que atender a las siguientes especificidades en la conducción de la plantación existente dentro los límites mínimos de la franja riparia.

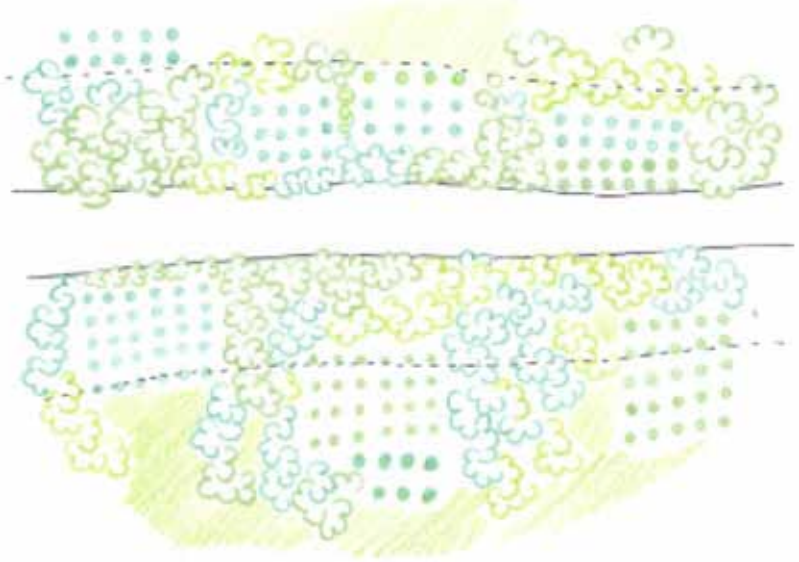


Figura 19. Esquema en planta de diferentes casos de plantaciones que pueden encontrarse dentro y fuera de los límites mínimos externos de la franja riparia. Dibujo: Roser Casas.

Corta de los pies plantados

Se hará según el turno que se considere adecuado para la especie. Durante el turno, no se extraerán los árboles muertos en pie de diámetro normal (Dn) mayor de 15 cm, como sustrato de nidificación y refugio de diversas especies. Se dejará la madera muerta caída de manera natural como microhábitat (excepto en el caso de muertes o caídas masivas debido a fenómenos de perturbación fuerte puntuales), tanto la procedente de especies autóctonas como naturalizadas (macrorestos). Esta madera muerta caída de forma natural se retirará solo en zonas urbanas, periurbanas, urbanizadas. Se extraerán siempre todos los restos de cortas o se triturarán in situ si hay un buen acceso por caminos ya existentes. Se dejaran algunos pies muertos en pie (estacas) en los límites de la parcela con la masa arbolada contigua, pero no en medio de la parcela cortada, aunque haya nidos viejos, ya que sin protección del arbolado pueden atraer a los depredadores y romperse en plena época de cría. Se respetará la regeneración espontánea con especies autóctonas, incluidas las especies de

sotobosque, durante los últimos 5 años de turno de la plantación. Las vías forestales, la saca y la maquinaria pesada seguirán las recomendaciones establecidas al apartado 5.10.

Una vez terminada la corta de los pies plantados

En caso de que se quiera efectuar plantaciones de especies arbóreas, deberán ser de especies autóctonas propias de la estación ecológica, siguiendo criterios de restauración ecológica (recuperación de la máxima naturalidad): disposición aleatoria, con respecto a la regeneración natural y uso de un método de plantación que implique el menor movimiento del suelo posible y que se adapte a las características granulométricas del terreno, preferiblemente con plantación manual. Una vez finalizado el turno de la plantación inicial, se seguirán las recomendaciones enunciadas para la gestión de la franja riparia.

5.9. Actuaciones en plantaciones fuera de la franja riparia

Estas recomendaciones se formulan por la zona comprendida entre el límite mínimo de la franja riparia y el final de la zona de policía (si esta puede establecerse a partir de un DPH delimitado) o bien a 100 m de distancia a partir del límite de canal lleno. Se diferencian tres tipos de plantaciones: choperas en llanos, choperas en cursos altos y zonas de montaña, plantaciones de plátanos y plantaciones de otras especies no típicas de ribera en ámbitos fluviales.

5.9.1. Plantaciones de choperas en llanuras

Preparación del terreno

Para garantizar la estabilidad y el correcto funcionamiento hidráulico de los márgenes fluviales no se realizarán, en general, movimientos de tierras para nivelar el terreno ni se arrancarán los troncos, excepto en casos en que esta acción esté justificada técnicamente. Siguiendo el mismo criterio, la preparación del suelo en profundidad no se hará por subsolado o cualquier otro medio que suponga remoción del suelo a más de 50 cm de profundidad.

Plantación

Hay que utilizar un método de plantación que implique el menor movimiento de suelo posible y que se adapte a las características granulométricas (textura) del terreno. En suelos arenosos puede ser preferible la barrena y en suelos arcillosos la retroexcavadora.

Riego

En caso de ser necesario hay que adaptar la dosis y momento de aplicación a las necesidades de la plantación, evitando en la medida de lo posible aplicaciones innecesarias y sobredosificaciones.

Podas

La poda de limpieza de tronco, que suele realizarse en verano, se retrasará al máximo para evitar molestias a las aves durante el período de nidificación (de marzo a julio). La mejor época será, pues, a partir del 10 de agosto. Durante la poda de epicórmicos (chupones), que necesariamente hay que hacer durante la primavera, se será especialmente cuidadoso en no causar molestias a las aves nidificantes, respetando temporalmente aquellas ramas donde se sitúe algún nido. Los restos de poda deberán eliminarse lo mejor posible.

Arado y siegas

El control de la vegetación herbácea adventicia mediante siega mecánica siempre será preferible al arado o cualquier otro método que implique a la remoción superficial del suelo.

Tratamientos fitosanitarios

No es aconsejable en ningún caso la utilización de herbicidas para el control de la vegetación espontánea en plantaciones. Solo se aplicarán de forma puntual para el control de la vegetación alóctona (acacias, robinia, ailanto, negundo, etc.). Habrá un cumplimiento estricto de las disposiciones legales que regulen la utilización de cualquier producto fitosanitario (herbicida, fungicida, insecticida, acaricida, etc.).

Fertilizaciones

Debe cumplirse la normativa legal general sobre aplicación de fertilizantes. Independientemente de encontrarse en un terreno incluido o no en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, habrá que cumplir las recomendaciones especificadas en los textos normativos referentes a la gestión de la fertilización, en todo lo referente a los aspectos de distancias a cursos de agua, dosis y épocas de aplicación en plantaciones forestales.



En la fase de corta final

Se seguirán las recomendaciones descritas en los apartados anteriores para la corta, saca y gestión de los restos.

Se dejarán pies muertos durante el ciclo de la plantación cuando su diámetro normal supere aproximadamente los 15 cm, no ocupen un espacio vital de otros pies vivos y no supongan un peligro por las personas que realicen las operaciones culturales. Los mejores árboles muertos a dejar en pie son los que pueden favorecer la excavación de nidos por parte de los picos: árboles rectos y desramados (estacas), de madera con cierto grado de descomposición (con caída avanzada de la corteza) de por lo menos 15 cm de Dn y de una altura mínima de 2 m (figura 20).

Figura 20. Estaca apta para la nidificación de los picos en el margen de una chopera. Foto: Jordi Camprodon.

Se favorecerá la presencia de especies arbóreas y arbustivas autóctonas en los márgenes de las parcelas o campos (tipo *bocage*) (figura 21), especialmente en la lindante paralela al cauce y en los primeros metros de las orillas perpendiculares.

De la misma forma, a final de turno, se dejarán los pies muertos de las características citadas anteriormente, que en el momento de la corta final no tengan interés maderero, se encuentren en situación de margen de la chopera y en contacto con zonas de vegetación natural, recomendando un mínimo de 5 pies/ha. Se preservarán con prioridad los pies más grandes, más estables y que presenten nidos o cavidades.



Figura 21. Ejemplo de paisaje tipo bocage, con franjas de vegetación autóctona entre parcelas. Foto: Fermí Sort.

5.9.2. Especificidades en plantaciones de choperas en cursos altos y zonas de montaña

Los restos de poda y/o corta se retirarán a toda aquella superficie situada en una cota igual o menor a 3 m sobre el canal lleno (figura 18). Para el resto de prácticas, en las plantaciones de chopo de cursos altos y zonas de montaña se seguirán las mismas recomendaciones que en las plantaciones de llanura.

5.9.3. Especificidades en plantaciones de plátano

En las plantaciones de plátano se seguirán las mismas recomendaciones que en las plantaciones de chopera de llanura con las siguientes variaciones:

a) Las selecciones de rebrotes se asimilarán, en cuanto a requerimientos de actuación, a las podas en chopera.
b) El plátano raramente deja pies muertos y acoge menos especies animales que el chopo, pero en todo caso se dejarán pies muertos de cualquier especie durante el ciclo de la plantación cuando su diámetro normal supere los 15 cm.
c) Los plátanos de gran porte forman cavidades naturales y son muy interesantes como refugio para aves y murciélagos. En consecuencia, pueden dejarse en pie algunos plátanos grandes que presenten cavidades naturales.

5.9.4. Plantaciones de especies no típicas de ribera en zonas de influencia fluvial

En el caso de plantaciones de especies forestales exóticas, como por ejemplo pino insigne (*Pinus radiata*), abeto de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), eucalipto, etc., habrá que seguir las recomendaciones enumeradas para las actuaciones en formaciones forestales adyacentes fuera de la franja riparia.

En el caso de otras especies, exóticas o no, como el pseudoplátano *(Acer pseudoplatanus*), el cerezo (*Prunus avium*) y el nogal (*Juglans* sp.), se seguirán las mismas recomendaciones que con las plantaciones de chopo en llanura. Aun así, se apuntan las siguientes variaciones:

a) No será necesario mantener pies muertos en pie o estacas de las especies plantadas (es recomendable hacerlo si la extensión supera las 2 ha orientativamente), pero sí que se favorecerá la presencia de otras especies autóctonas en las orillas de la finca (tipo *bocage*), especialmente en la lindante paralela al cauce y en los primeros metros de las orilla perpendiculares, donde sí se dejarán los pies muertos.

b) No se podrán utilizar especies rebrotadoras e invasoras, como la robinia (*Robinia pseudoacacia*) o el ailanto (*Ailanthus altíssima*).

5.10. Gestión silvo-pastoral a dentro de la franja riparia

Cualquier actuación de tipo agro-ganadero o pastoral llevada a cabo a orillas de un tramo fluvial conserva la anchura de la franja riparia. Es mejor excluir el ganado de la franja riparia con un alambre eléctrico o, en todo caso, limitándolo a una carga ganadera laxa. Cuando esta franja riparia no exista, se favorecerá su crecimiento y se excluirá temporalmente el ganado o se protegerán a los plantones y se limitará la carga ganadera. Aun así, se podrán mantener algunas franjas más o menos abiertas para garantizar acceso al agua del ganado (figura 22). Sin embargo, es mejor alejar el ganado de la orilla, por los daños que ocasiona sobre le suelo y la vegetación de ribera. Un o más abrevaderos emplazados estratégicamente suplirán el acceso al río.



Figura 22. Pasto de vacas fuera de la franja riparia y separado de este por una alambrada eléctrica. Foto: Jordi Camprodon.

5.11. Vías de saca y utilización de maquinaria pesada

En general, la conservación y mantenimiento de vías seguirá los criterios establecidos por la normativa vigente y las recomendaciones que existan por parte de las administraciones competentes.

Trazado

A escala de finca se planificará racionalmente el trazado de las vías de acceso al monte, atendiendo a la densidad óptima por el medio de saca más adecuado, limitando su pendiente y anchura, e integrando los sistemas más convenientes de drenaje y conservación (figura 23).

Hay que evitar el paso frecuente de maquinaria rodada por los cursos de agua; normalmente es imposible al planificar una pista entre dos puntos evitar el paso de los cursos fluviales existentes entre estos, pero si se puede intentar lo siguiente:

a) Cruzarlos el menor número posible de veces.
b) Alejar las áreas con curvas de elevación de la proximidad de los cursos fluviales.
c) Elegir puntos de paso del curso de agua con una pendiente menor o encima de un zócalo rocoso, que permita un mejor asentamiento de la pista.
d) Evitar siempre el paso por zonas húmedas, ya sean marismas, charcas, turberas, etc.



Figura 23. Camino forestal en el límite entre la franja riparia y una plantación de chopos. Foto: Jordi Camprodon.

En cualquier caso, habrá que hacer un análisis cuidadoso del terreno (topografía y materiales) para diseñar el trazado óptimo de un vial. El cruce entre cursos de agua y vías (tanto permanentes como temporales) deben ser los mínimos posibles. Si hay un cruce, las vías deben situarse allá donde los materiales geológicos garanticen y aseguren en todo momento la estabilidad del paso con el uso repetido y la no afectación de la calidad de la agua circulando. Si hay vías temporales, se permitirá la recuperación

posterior de la vegetación de ribera en los dos lados del paso. Si tiene que haber un cruce donde no se garantice lo establecido en el apartado anterior, habrá que habilitar un paso estabilizado o elevado temporal con los requerimientos técnico-administrativos convenientes en cada caso y momento.
En el diseño del trazado de un vial tendrán que evitarse tramos paralelos al curso de agua que discurran dentro de la franja riparia. Hay que considerar siempre, en la medida de lo posible, la disminución de la densidad de vías en el interior de las formaciones típicas de ribera, debido a la frecuencia en la que estas comunidades se establecen en suelos mecánicamente frágiles.

Medidas correctoras

Durante la fase de construcción, hay que construir puntualmente balsas de decantación temporales de los pasos de los cursos de agua para retener los sólidos en suspensión que, sobre todo en períodos de lluvias, pueden ser removidos de los cursos donde se hagan las obras.
En el caso de llevarse a cabo obras con el uso de hormigón, habrá que desviar previamente las aguas del curso fluvial y trabajar en seco, para evitar la contaminación de las aguas con el cemento. Para la construcción de estas obras hay que evitar, por lo tanto, los períodos de lluvias fuertes o grandes caudales.
Hay que efectuar las obras de construcción de los pasos de los cursos de agua lo más rápidamente posible para evitar los movimientos de tierras no consolidados en épocas de lluvias, así como restaurar lo mejor posible los taludes creados por las obras de paso. Una vez acabadas las obras, las balsas de sedimentación pueden dejarse como trampas de sedimentos (incluso una vez rellenas forman un escalón agua abajo del paso), que posibiliten a largo plazo el paro de grandes bloques arrastrados por las aguas. Una alternativa es reconvertir las balsas en hábitats permanentes para la flora y la fauna acuática.
Siempre es necesario construir y mantener drenajes longitudinalmente y transversalmente en cualquier tipo de pista forestal permanente. Un diseño y dimensionamiento correcto (o si se quiere, sobredimensionado para una seguridad mayor) es la mejor medida correctora de su impacto sobre las aguas.

Mantenimiento

Un exceso de frecuentación puede ocasionar un pisoteo y la destrucción de comunidades y especies vegetales de interés especial o amenazadas, y molestias a la fauna protegida. Por eso se limitará la construcción de vías forestales temporales y permanentes en áreas sensibles para la flora y la fauna amenazada.
Habrá que mantener la red viaria existente en buen estado y, allá donde sea necesario (vías principales, secundarios, etc., incluso calles), establecer rompeaguas para reducir el riesgo de erosión y reducir al máximo la utilización de las pistas en los períodos de humedad del suelo elevada. En cualquier caso, hay que tener la facultad de cerrar las pistas a usos específicamente de gestión (p.e. actividad agrícola, forestal, conservación, riesgo de inundación y otros servicios).

Saca de madera y uso de maquinaria pesada

Habrá que evaluar el procedimiento de saca más adecuado en cada situación para evitar al máximo la perturbación del suelo y disminuir los posibles daños sobre la vegetación. Se intentará para que, tanto en la caída de los árboles, como en la extracción de los productos obtenidos no se dañen los ejemplares no seleccionados de árboles jóvenes, los troncos a rebrotar, los árboles muertos en pie con interés para la diversidad biológica, o cualquier valor diverso constitutivo del patrimonio público o de propiedades privadas colindantes a terceros.
Debe evitarse en la medida de lo posible la circulación con maquinaria pesada por el interior de la

masa forestal: es preferible favorecer la apertura de calles temporales en aquellas zonas donde sea necesario por el medio de saca empleado, y concentrar el tránsito de la maquinaria por el bosque en este acceso.

Se simplificarán al máximo los trabajos de aprovechamientos que impliquen el tránsito de maquinaria rodada, especialmente en suelos húmedos o encharcados, y principalmente si son arcillosos. Se evitará el aprovechamiento en épocas de nevadas y lluvias copiosas en suelos inestables y arcillosos.

6. BIBLIOGRAFÍA

BOLÒS O. DE & VIGO, J. 1984-2001. *Flora dels Països Catalans.* Vols. I-IV. Ed. Barcino. Barcelona.

CAMPRODON, J. 2008. Elementos biológicos a tener en cuenta en la planificación forestal a escala de rodal y de paisaje. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 27: 79-86.

CAMPRODON, J. & BROTONS, LL. 2006. Effects of undergrowth clearing on bird communities of Northwestern Mediterranean coppice Holm oak forests. *Forest Ecology and Management*, 221: 72-82.

CAMPRODON, J., CAMPIÓN, D., MARTÍNEZ-VIDAL, R., ONRUBIA, A., ROBLES, H., ROMERO, J. L. & SENOSIAIN, A. 2007. Status, habitat selection and conservation of Iberian Woodpeckers. In: *Biodiversity conservation, vertebrates and forestry*. CAMPRODON, J. & PLANA, E. (ed.): 391-434. Edicions Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.

CAMPRODON, J., ORDEIX, M. GUIXÉ, D. JIMÉNEZ, L. & LLACH, F. 2010. Actuacions silvícoles de restauració del bosc de ribera al curs mitjà-alt del riu ter. *XXVII Jornades Tècniques Silvícoles*, 53-61. Consorci Forestal de Catalunya.

CAMPRODON, J., SALVANYÀ, J. & J. SOLER-ZURITA, J. 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of the NE Iberian Peninsula. *Acta Ornithologica*, 43 (1): 17-31

DUARTE, M., C. & MOREIRA, I.. 2009. *Flora aquàtica e ribeirinha*. ARH Algarve. Faro. 96 pp.

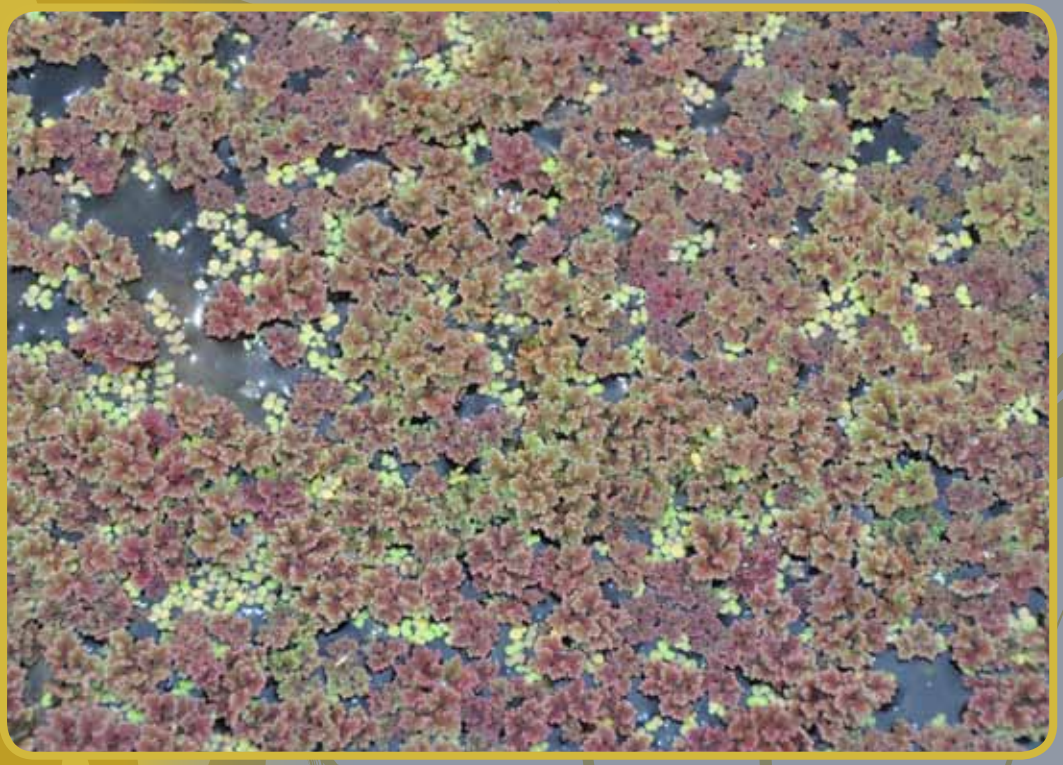
GODÉ, L. (ed.). 2008b. *La gestió i recuperació de la vegetació de ribera. Guia tècnica per actuacions en riberes.* Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Barcelona. 180 pp.

GREGORY, S. V., BOYER, K. L. &. GURNELL, A. M (ed.). 2003. *The ecology and management of wood in world rivers.* Bethesda: American Fisheries Society.

RUIZ DE LA TORRE, J. 2006. *Flora mayor.* Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 1757 pp.

TUSELL, J. M. & CARBONELL, H.. 2007. G*estió silvícola dels boscos de ribera. Manual didàctic.* Consorci Forestal de Catalunya. 31pp.

TUSELL, J. M. & MUNDET, R. 2008. *Gestió silvícola del pollancre. Manual didàctic.* Consorci Forestal de Catalunya. 32pp.





Helecho de agua (*Azolla filiculoides*) y mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) especies invasoras en el sur oeste.
Fotos: Marc Ordeix.

3.3 CONTROL DE ESPECIES INVASORAS

CONTROL DE ESPECIES INVASORAS

María A. Pérez-Fernández
Área de Ecología. Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales. Universidad Pablo de Olavide de Sevilla.
Carretera de Utrera Km 1, 45013 Sevilla. maperfer@upo.es

RESUMEN

Las especies exóticas invasoras son una de las primeras causas de pérdidas de biodiversidad a nivel mundial. Su control resulta extremadamente complicado y caro, dado que el ciclo de vida de las especies invasoras difiere de especie en especie. Por lo común, se trata de especies con una elevada tasa de reproducción y son capaces de desplazar a las especies autóctonas de sus ecosistemas naturales. En los países del Sur Oeste de Europa –SUDOE- se han observado todas las posibles vías de entrada de especies invasoras, tanto en ecosistemas terrestres como en acuáticos. Estas vías de entrada incluyen introducciones intencionadas, involuntarias, negligencias, acuicultura y ruptura de barreras geográficas. Los impactos causados por estas especies son sociales, económicos y ambientales e incluyen la degradación de los ecosistemas de acogida por rotura de los finos equilibrios ecológicos; se estima que los daños derivados de las especies exóticas pueden superar el cinco por ciento de PIB mundial. Entre las medidas preventivas más comúnmente aplicadas se encuentran la exclusión de las especies invasoras para impedir su entrada y su intercepción antes de que lleguen a su destino, evitando o minimizando el riesgo de introducciones indeseadas. En lo referente a medidas de control de especies invasoras, los métodos aplicados a nivel mundial incluyen la erradicación, contención y control, todos ellos basados en un profundo conocimiento biológico y ecológico de las especies invasoras. En todos los casos, la eficacia de las medidas preventivas y de control pasa por la promulgación de una adecuada normativa y su recta aplicación, así como por la formación de personal especializado en la detección de especies a su llegada, en el control y en la erradicación. Esto sólo se conseguirá con una estrecha colaboración entre las administraciones y los especialistas científicos en especies invasoras.

Palabras clave: especies exóticas invasoras; impactos sociales, económicos y ambientales; métodos de prevención y control.

ABSTRACT

INVASIVE SPECIES CONTROL. Exotic invasive species are one of the main causes of biodiversity loss worldwide. Their control results extremely complicated and expensive, as the life cycle of each invasive species differs from any other. As a general rule, these species show high reproductive rates and are able of displacing native species from their natural ecosystems. In all countries of the South Western Europe –SUDOE-, all ways of entry of invasive species have been observed in both terrestrial and aquatic ecosystems. These ways of entry include meaningful introductions,

involuntary introductions, negligences, fish farming and break of geographical barriers. The impacts derive from invasive species include social, economical and environmental ones. Amongst the named impacts are the degradation of the host ecosystems though the breaking of the ecological balances; the estimaged losts derived from the introduction of exotic species can overcome five per cent of world GDP. Amongst the most commonly applied preventive measurements are the exclusion of the invading species to prevent their entry; and the interception of invasive species before they rich their final enviroment, thus avoiding or minimizing the risk of unwanted introductions. Regarding control of invasive espcies, the most widely applied methods include the eradication, containment and control, all based on to deep biological and ecological knowledge of the species. However, the efficiency of the preventive and control measurements will only take place under the umbrella of a suitable regulation and its straight application. Similarly, it is needed well trainned personnel specialized in the detection of species at their arrival, and also specialized in the control and eradication of invasive species. This only will be accomplised by a close collaboration between the administrations and the scientific specialists in invasive species.
Key words: exotic invasive species; social, economic and environmental impacts; control and prevention methods.

1. INTRODUCCIÓN

De forma cada vez más insistente en ámbitos científicos o relacionados con al gestión de la diversidad biológica, oímos hablar con alto grado de preocupación y alarma de especies exóticas y de especies invasoras que afectan a los ecosistemas y que redundan en perjuicios económicos, ambientales e incluso sociales. Las Especies Éxoticas Invasoras (EEI) son la segunda causa, en ocasiones la primera, de pérdida de biodiversidad a nivel mundial.

La Convención de Diversidad Biológica de Naciones Unidas y la IUCN (2000) define como especie exótica a la especie, subespecie o taxón inferior que se establece fuera de su área natural (pasada o actual) y de dispersión potencial, fuera del área que ocupa de manera natural o que no podría ocupar sin la directa o indirecta introducción o cuidado humanos, e incluye cualquier parte o propágulo de dicha especie que puede sobrevivir y reproducirse. Este término también puede aplicarse a niveles taxonómicos superiores, como género o familia (Lever, 1985).

Una especie invasora es una especie exótica que se establece en hábitats o ecosistemas naturales o seminaturales; es un agente de cambio y representa una amenaza para la biodiversidad nativa (IUCN, 1999; CDB 2009).

Una mala hierba, término próximo a los anteriores, es una planta que crece en un lugar donde no se desea que crezca. Generalmente este concepto se aplica a las especies que crecen en los cultivos. Una mala hierba puede haber sido introducida o bien formar parte de la flora autóctona. Su importancia radica en que causa daños de carácter agronómicos (López-García, 2002; del Monte & Zaragoza, 2004).

Otras denominaciones con que podemos encontrarnos son las de especies alóctonas, adventicias, alienígenas, naturalizadas o nocivas. Las tres primeras acepciones son equiparables a la de especie exótica, aludiendo al origen foráneo con relación al territorio en el que la especie aparece. Las dos

últimas definiciones se corresponderían con la de especie invasora, y responden a criterios ecológicos y de comportamiento ya que, como hemos dicho, ni todas las especies invasoras son alóctonas, ni todas las alóctonas terminan siendo invasoras (del Monte & Zaragoza, 2004). De hecho, existen plantas ornamentales o animales de compañía que no podrían sobrevivir sin nuestros cuidados; para considerarlas invasoras deben ser capaces de formar poblaciones estables (se naturalizan) y de expandirse rápidamente. Tampoco se pueden considerar como invasoras las especies nativas con alta capacidad colonizadora. De todas las especies introducidas sólo unas pocas llegarán a convertirse en invasoras, y la mayoría lo harán en ambientes previamente perturbados (D'Antonio and Kark, 2002; Carlton & Séller, 1993).

Numerosos autores han llegado recientemente a la conclusión de que no existe una regla única y universal para definir una especie como invasora o como mala hierba (Williams and West, 2000). Igualmente ninguna especie posee todas los atributos que nos haga pensar que puede ser una invasora; sin embargo, las especies invasoras, como grupo, parecen tener ciertos atributos en común (Groves & Burdon, 1986). Las malas hierbas se caracterizan por su alta capacidad de dispersión, gran persistencia y por ser muy competitivas, así como ser capaces de producir muchos descendientes tanto por vía sexual como vegetativa. Disminuyen el rendimiento del cultivo, interfieren con estructuras agrarias, como son las canalizaciones de agua, o en los procesos de cosecha y comercialización. Baker en 1965 (Vilá *et al*., 2008) asimiló la planta invasora a 'mala hierba ideal', recogiendo entre sus características la de ser una herbácea anual de crecimiento rápido y gran producción de semillas, capaz de crecer en ambientes perturbados por el hombre. Esta definición aunque clara, es incompleta ya que, por ejemplo olvida las especies leñosas, pero nos da una buena idea de lo más relevante en una buena especie invasora (Pysek & Richardson, 2007).

Una especie exótica (ya sea planta, animal o microorganismo) se convierte en invasora cuando es llevada de un lugar a otro, y una vez introducida en un nuevo ambiente por medio de acciones humanas, se adapta, reproduce y ejerce un dominio sobre las especies nativas, ocasionando daños ambientales, económicos y sociales. Se trata, pues, de especies exóticas con gran capacidad de expansión que alteran los ecosistemas naturales, muchas veces desplazando a la flora autóctona, pudiendo algunas llegar a convertirse en malas hierbas (Low, 1999; Williams & West, 2000).
El paso de inmigrante a invasor no se produce de forma espontánea e inmediata, sino que requiere de una fase de retardo temporal, seguido de una fase de crecimiento exponencial continuado hasta que la especie alcanza los límites de su crecimiento poblacional. Esta fase de retardo es muy variable en función de la propia especie, del espacio colonizado y de la flora residente. Durante este periodo una especie introducida puede prosperar o desaparecer, y esto queda determinado por todo un conjunto de interacciones ecosistémicas que hacen muy difícil predecir si una especie inmigrante se convertirá en invasora o si se extinguirá (Richard *et al*., 2000). Entre los factores ecosistémicos que participan en la permanencia de una especie introducida se encuentran (i) el número y distribución del inmigrante (la invasión será más efectiva cuando las contaminaciones sean numerosas, pequeñas y dispersas); (ii) los límites de detección del crecimiento de una población (difíciles de determinar en poblaciones de pequeño tamaño); (iii) la selección natural que produce nuevos tipos genéticos adaptados a la nueva área; (iv) alteración del hábitat (por ejemplo la aparición de un fuego que beneficie al inmigrante frente a las especies autóctonas); (v) el azar de las fuerzas ambientales que permitirá la permanencia de aquellos mejor adaptados para ese ambiente particular.

2. IMPACTO GLOBAL A NIVEL DE REGIÓN SUDOE Y EVENTUAL PERSPECTIVA HISTÓRICA SOBRE COLONIZACIÓN POR ESPECIES INVASORAS

Las especies nativas se encuentran de manera natural en una región como resultado de un largo proceso de adaptación a las condiciones ambientales existentes y del desarrollo de complejas interacciones con otras especies, entre ellas, especies exóticas invasoras, organismos transportados por medios naturales o por actividades humanas que llegan a establecerse fuera de su área de distribución natural.

En algunos casos las especies se introducen intencionadamente, con un fin, pero también puede ocurrir de forma accidental, aunque siempre con la participación humana. Es muy importante conocer todas las posibles vías de entrada de especies para poder prevenir o intervenir antes de que sea demasiado tarde.

Estas vías de entrada son, en general comunes para ecosistemas terrestres y para los acuáticos, con ligeras variaciones que pueden resumirse en:

2.1. Introducciones en ecosistemas terrestres

a) Intencionadas: las especies son introducidas deliberadamente para su uso con fines determinados como la producción biológica, cinegética u ornamental. Es el caso de vegetales para alimentación, jardinería, obtención de medicamentos, materias primas para la industria, etc.; introducción de animales de compañía, para caza, ganadería, etc., o de microorganismos para investigación o producción de drogas.

b) Involuntarias: son introducciones fortuitas, no premeditadas, en virtud de las cuales una especie se introduce accidentalmente, sin que esta sea la intención de quien la introduce; es el caso del transporte de mercancías, los flujos de turistas o los movimientos de tierra en obras.
c) Negligencias: o introducciones igualmente involuntarias, por las que una especie es inicialmente introducida con objeto de ser utilizada en cautividad; la especie puede ser liberada o escapar de su cautiverio como es el caso de la liberación de animales de compañía, vertidos de restos de jardinería, evasiones de granjas, etc.

2.2. Introducciones en ecosistemas acuáticos

a) Intencionadas: introducción de peces para pesca deportiva, liberación de animales ornamentales, etc. Al mismo tiempo, se pueden introducir parásitos asociados a estas especies.
b) Acuicultura: se incluye en los casos de introducción negligente, por escapes de especies de estos centros, así como en los de liberación intencionada desde los mismos, como consecuencia de la introducción de nuevas especies con interés comercial.
c) Embarcaciones: a través del agua de lastre o adheridos a los cascos de los barcos. Sería un caso de introducción involuntaria.
d) Ruptura de barreras geográficas: la interconexión de cuencas hidrográficas, como la apertura del Canal de Suez que comunica el Mar rojo con el Mediterráneo, que ha producido la introducción de más de 300 especies en este último. Muchos de los grandes ríos europeos están conectados para facilitar su navegación. En España se han descrito introducciones de este tipo a través del canal Tajo-Segura; igualmente las cuencas compartidas entre países inducen a que las introducciones aguas arriba sean arrastradas al país vecino.

Las invasiones biológicas en toda la cuenca mediterránea, y por ello en todo el oeste de esta, han estado asociadas a perturbaciones (Fox & Fox, 1986), y en este sentido, la agricultura puede considerarse como la perturbación más ampliamente extendida. La necesidad crónica de obtener recursos alimenticios ha favorecido la creación de nuevos ecosistemas en los que se ha propiciado la expansión de especies invasoras, aún hoy propensas a seguir colonizando nuevos territorios (Guillerm *et al*., 1990). Si bien no hay certeza exacta de que en el oeste de la cuenta mediterránea haya habido procesos invasivos previos, parece que como en el resto de la cuenca, el proceso de cultivo se inició 9.000 años a.C., en el Neolítico. Las tumbas de los faraones egipcios dan testimonio de especies tanto autócotonas como alóctonas, que han permanecido desde el Neolítico hasta el período Cóptico, pasando por las eras Pre-dinástica y Dinástica de los faraones (3.000 a.C. a 640 d.C) (Kosinova, 1974) y que se han sido transportadas desde sus lugares de origen.

Desde el Neolítico hasta los siglos XVII-XVIII, las especies invasoras modificaron escasamente su composición. Sin embargo, en la Edad Media, como consecuencia del florecimiento del comercio entre Europa y el medio y lejano Este, se produjo igualmente el florecimiento de toda una flora invasora, que pronto se instaló entre la nativa sin ningún impedimento aparente. A esta flora hay que sumarle toda la procedente del Nuevo Mundo; una flora traída con intenciones culinarias, que en ocasiones resultó beneficiosa desde el punto de vista gastronómico o incluso ornamental (*Solanum lycopersicum*, *Capsicum anuunn*, *Solanum tuberosum*, *Zea mays*, *Lantana camara*, *Shinus terebinthifolius*, etc.) y otras no tanto (*Solanum nigrum*, *S. eleagnifolium*, *Eichhornia crassipes*, etc.).
En los siglos XIX y XX la agricultura se intensificó gracias a la mecanización y a la introducción de fertilizantes químicos. Ambas prácticas favorecieron la entrada y expansión de especies nitrófilas fácilmente observables en todas las zonas de agricultura de Portugal, España y Francia (*Polygonum* spp., *Lamiun amplexicaule*, *Stellaria media*, etc), mientras que la introducción de herbicidas terminaron con otras especies invasoras más sensibles (*Agrostemna githago*, *Asperula arvensis*, *Rhagadious stellatus*, etc.) (Mailler, 1981), y permitió la permanencia de otras más resistentes (*Lolium* spp., *Avena* spp., *Galium* spp., *Vernonica* spp., *Chenopodium album*, *Convolvulus arvensis*, entre otras).

En el siglo XX y hasta la actualidad el flujo de entrada de especies invasoras no ha cesado, aún habiendo sido denunciados sus efectos perniciosos. La ambición por la búsqueda de riqueza fácil llevó a introducir en toda la Península Ibérica diversas especies de *Eucalyptus*, que aún hoy en día representan enormes costos económicos para su control y erradicación. Otro tanto podemos decir de especies con valor ornamental, que han escapado al control humano y continúan causando grandes pérdidas económicas y ambientales (tabla 1) (Perrings *et al*., 2010).

Tabla 1. Relación de las especies exóticas invasoras más agresivas en la Península Ibérica.

Especies Animales	Especies Vegetales	Especies en el mar Mediterráneo
Dreissena polymorpha- Mejillón cebra	*Eichornia crassipes*- Jacinto de agua	**Vegetales**
Corbicula fluminea- Almena asiática	*Arundo donax*- Caña	*Caulerpa taxifolia*
Procambarus clarkii- Cangrejo americano	*Azolla filiculoides*- Helecho de agua	*Caulerpa racemosa*
Oxyura jamaicensis - Malvasía canela	*Caulerpa taxifolia*- Alga asesina	
Mustela vison- Visón americano	*Acacia dealbata*- Mimosa plateada	**Animales**
Myocastor coypu- Coipú	*Acacia longifolia*- Acacia de hoja larga	*Minemiopsis leidyi*
Rhynchophorus ferrugineus- Picudo rojo	*Eucalyptus camaldulensis*- Eucalipto rojo	*Crassostrea gigas*
Trachemys scripta elegans- Tortuga de Florida	*Eucalyptus globulus*- Eucalipto blanco	*Ruditapes philipinarum*
	Robinia pseudoacacia- Falsa acacia	*Fenneropanaes merguiensis*
	Ailanthus altissima- Ailanto	*Rhopilema nomadita*
	Opuntia ficus indica- Chumbera	*Lagocephalus scaleratus*
	Opuntia dillenii- Chumbera	*Plotosus lineatus*
	Opuntia stricta- Chumbera	
	Cortaderia selloana- Plumero	
	Carpobrotus acinaciformis- Uña de león	
	Carpobrotus edulis - Uña de gato	
	Baccharis halimifolia- Carquejo	

3. IMPACTOS A NIVEL SOCIAL, ECONÓMICO Y AMBIENTAL

La introducción de especies lleva asociados diversos problemas, destacando a nivel ecológico la pérdida de diversidad autóctona y la degradación de los hábitats invadidos. De hecho, las especies invasoras son la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo, sólo después de la fragmentación del hábitat (Adair & Groves, 1998).

El problema de fondo de las especies invasoras se debe a que rompen el equilibrio de los ecosistemas en los que son insertadas, lugares a los que no hubieran tenido acceso de forma natural, convirtiéndose en una seria amenaza para la diversidad biológica. Y no sólo eso, pues al impacto ambiental se suman los costos económicos y sociales. Un estudio encabezado por David Pimentel (Pimentel *et al.*, 2000), estima que las pérdidas económicas causadas por estas especies en todo el planeta equivalen a 5 por ciento del Producto Interno Bruto (PIB) mundial. Asimismo, representan un peligro para la salud humana, ante la exposición a nuevas enfermedades y parásitos.

3.1. Impactos Ecológicos y Ambientales

Como ya se ha mendionado, las Especies Éxoticas Invasoras (EEI) son la segunda causa, en ocasiones la primera, de pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Provocan la destrucción de ecosistemas enteros, reemplazando a la flora y a la fauna nativas, como se ha visto con los eucaliptos australianos que han desplazado flora autóctona africana, americana y europea. Otro tanto podríamos decir del kudzu *(Pueraria montana)* o de *Salvinia molesta* o del también australiano género *Melaleuca* que ha desplazado al ciprés de Norte América, *Cupressus arizonica*); el cangrejo

rojo americano (*Procambarus clarkii*) ha desplazado al ibérico (*Astropotamobius pallipes*); *Lantana camara*, un arbusto neotropical se ha hecho invasor en África Oriental con el problema añadido de servir de hábitat para la mosca tse-tse (*Glossina* sp.), que normalmente habita arroyos, aumentando así la incidencia de la enfermedad del sueño.

Muchas especies son capaces de transformar los ciclos de nutrientes de los ecosistemas en los que se instalan. Todas las especies de leguminosas, como las especies del género *Acacia* australianas se encuentran en este grupo. Pero no son las únicas (Levine *et al.*, 2003); *Myrica faya*, nativo de las Islas Canarias es también fijador de nitrógeno y se ha instalado en el Parque Nacional de los Volcanes en Hawai aumentando la disponibilidad de nitrógeno de los pobres suelos volcánicos en una tasa 90 veces superior a la de las especies nativas. De este modo allana la entrada a otras especies invasoras que requieren suelos fértiles, incrementando así la amenaza de cambios a gran escala en estas comunidades vegetales. Por si esto no fuera suficiente, *Myrica* atrae al 'Ojo Blanco' *Vireo griseus*, ave invasora más destructiva de los bosques nativos de Hawai, que dispersa las semillas de *Myrica* y que es competidor de la avifauna nativa (Mack *et al*., 2000).

La mayoría de las EEI vegetales son grandes consumidores de agua y tienen sistemas radiculares capaces de extraer este recurso de forma más eficiente que la vegetación autóctona, que resulta así desplazada. El uso masivo del agua lleva a su la disminución, haciendo que algunos ríos no fluyan o lo hagan esporádicamente (D'Antonio & Vitousek, 1992; Mack *et al*., 2000).

Los efectos negativos sobre la biodiversidad y los ecosistemas se producen indiscriminadamente tanto en zonas productivas como las áreas de conservación públicas o privadas. A nivel mundial las EEI han sido causa principal de la extinción del 48% de la ictiofauna, del 50% de la avifauna y del 48% de los mamíferos (Clavero & García-Berthou, 2005; Harrison y Stiassny, 1999).

Muchas EEI son pirófitas y junto con el Cambio Climático Global generan ciclos recurrentes de fuego que favorecen su propia expansión y establecimiento. Los intervalos de fuego, cada vez más cortos, colocan en desventaja a muchas especies nativas adaptadas a períodos de inendio más espaciados. Los fuegos de alta frecuencia e intensidad merman paulatinamente los bancos de semillas y eliminan la cobertura del hábitat de diversas especies de fauna, exponiéndolas más a los depredadores.

3.2. Impactos Económicos

Las EEI reducen rendimientos agrícolas como consecuencia del uso desmesurado de agua que, como hemos indicado, puede llevar a la desecación de cauces (Mack *et al*., 2000). Este costo es real como se ha visto en algunos casos concretos; pero la falta de investigación a este respecto hace que en muchas ocasiones este efecto se defina como 'impacto económico potencial'. Una estimación hecha sobre los costos derivados del control de todas las especies invasoras en EEUU indicó que estas le cuestan a la agricultura norte americana unos 27.000 millones de dólares al año. La pérdida de forraje y el costo de herbicidas añade otros 6.000 millones de dólares a las pérdidas anuales. Si incluimos en esta estimación los costes indirectos de actividades como la limpieza de ríos y canales, servicios de cuarentena, etc., la suma de pérdidas asciende a 138.000 millones de dólares anuales (Pimentel *et al*., 2000). Parece, pues, que el control de EEI no es un tema baladí y que hoy por hoy todos los esfuerzos son pocos, y en todo caso, su precio es inferior al de los gastos (y tan sólo hemos citado los referentes a una estimación para EEUU).

Otras pérdidas derivadas de las EEI son las denominadas indirectas, derivadas de los gastos en limpiezas, reparaciones, reintroducción de especies nativas, etc. Un listado de efectos negativos incluiría (i) degradación de las tierras de cultivo y especies cinegéticas; (ii) afección a vías de comunicación; (iii) deterioro de tuberías y canales de conducción de agua; (iv) promoción de incendios; (v) afección a instalaciones hidroeléctricas; (vi) incremento de la vulnerabilidad a embargos comerciales; (vii) promoción de la sedimentación y eutroficación en embalses y masas de agua; (viii) destrucción de los recursos forestales y deterioro de los servicios ambientales (Graham *et al*., 2003).

Si bien se conocen los principios básicos que dan lugar a la introducción de especies en nuevos ambientes, la magnitud de los daños que su presencia puede causar a los ecosistemas, a sus servicios ambientales y a la salud humana, animal y vegetal todavía no han sido lo suficientemente estudiados. De modo que los impactos ambientales y sociales que ocasionan las especies invasoras no han podido ser valorados en toda su dimensión, como tampoco las pérdidas económicas asociadas con ellas.



Figura 1. Cuatro especies arbóreas invasoras extendidas en el suroeste de Europa. *Acacia dealbata, Acacia melanoxylon, Robinia pseudoacacia* y *Ailanthus alissima*. Fotos: André Fabiao y Marc Ordeix.

4. TIPOS DE MEDIDAS PREVENTIVAS

La prevención persigue:

a) la exclusión de las EEI con el objetivo de impedir a *priori* su entrada.

b) su intercepción antes de que lleguen a su destino, evitando y/o minimizando el riesgo de introducciones indeseadas.

La exclusión se aplica tanto a especies concretas como a sus posibles vectores de transporte y entrada, en una clara aplicación del dicho 'un gramo de prevención vale un kilo de curaciones'. La actuación sobre los vectores es clave al permitir interceptar y excluir de la entrada especies que no son objeto de vigilancia concreta, y que por ello pueden pasar desapercibidas. En consecuencia, el conocimiento de los mecanismos de transferencia es tan importante como el conocimiento de la biología de las propias EEI.

El trabajo preventivo ha de iniciarse en el lugar de origen y con carácter previo a que un organismo vivo pueda cruzar la barrera biogeográfica. Entre las acciones clave a desarrollar se incluyen actuaciones en los lugares de origen: (i) acuerdos bilaterales que permitan inspecciones *ex situ*; (ii) un sistema de certificaciones que garantice la ausencia de organismos indeseados; (iii) aplicación de un periodo de pre-cuarentena.

En los puntos de entrada, que generalmente coinciden con las fronteras es necesario: (i) disponer de sistemas eficientes de inspección, imprescindible para verificar las introducciones autorizadas; (ii) detectar las introducciones ilegales e interceptar aquellas especies introducidas accidentalmente tanto de forma directa, como a través de los principales vectores.

La eficacia de estas medidas depende enteramente de la existencia de un adecuado marco normativo, suficiente personal capacitado, técnicas y protocolos de vigilancia adecuados, disponibilidad de herramientas de detección, listas de referencias de productos y especies con alto riesgo asociado, plantas de tratamiento y cuarentena, etc. Las introducciones voluntarias son en ocasiones necesarias. En estos casos es imprescindible una estrategia de autorizaciones en función de la cual, tales autorizaciones se expidan única y exclusivamente tras la aplicación previa de un análisis de riesgos que integre factores ambientales, económicos, socio-culturales y sanitarios junto con procesos de continua revisión en el protocolo de toma de decisiones.

La capacidad de una nación para restringir el movimiento de organismos vivos a través de sus fronteras se regula mediante tratados internacionales. Entre estos destaca el Acuerdo para la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (SPS, siglas en inglés), que afecta a los países miembros de la Organización Mundial del Comercio (WTO); estos pueden restringir el movimiento de especies que pueden significar una amenaza para cualquier forma de vida. La Convención Internacional para la Protección de Plantas (IPPC) de 1951, regula las cuarentenas para prevenir pestes de cultivos y la Secretaría de la IPPC coordina normas fitosanitarias para todos los países miembros (Mack *et al.*, 2000).

La detección temprana y una rápida respuesta ante una invasión son igualmente importantes, máxime si tenemos en cuenta que la globalización favorece el movimiento de especies y mercancías, haciendo que los sistemas de prevención no sean barreras infranqueables. La función de estos sistemas es identificar las invasiones antes de que produzcan para así combatirlas. Igualmente, tienen como función prevenir la expansión de EEI ya establecidas. Se requiere, en este contexto, de un programa coordinado que permita identificar la amenaza, detectarla mediante una red de vigilancia y notificarla de forma inmediata, para así contrarrestarla rápidamente (incluyendo la restauración de las áreas afectadas).

Con todo, es imprescindible disponer de una adecuada capacidad básica de diagnóstico, buenos conocimientos taxonómicos, de la implicación de distintos estamentos, de elevados niveles de coordinación, y de planes de contingencia a través de los cuales llevar a cabo las opciones apropiadas de respuesta rápida. En todo esto, la agilidad administrativa es crucial para no retrasar las actuaciones a la espera de permisos y autorizaciones que pudieran llegar una vez que la especie se hubiera ya instalado. Son de gran importancia los planes de contingencia previos a las introducciones, para especies con alto potencial invasor y de difícil erradicación. La implantación de estos sistemas, debe contar con adecuados recursos humanos y materiales, así como con un presupuesto dimensionado para las necesidades particulares en cada territorio y su desarrollo ha de ser continuado en el tiempo.

5. TIPOS DE MEDIDAS DE CONTROL

5.1. Erradicación, contención y control

Cuando se produce una invasión la erradicación es la opción de gestión preferible, pero esta alternativa debe de intentarse únicamente cuando se tiene certeza de que hay elevadas probabilidades de éxito. De lo contrario, y para evitar fracasos y elevadas inversiones económicas, es mejor buscar alternativas, como el control de la especie.

La erradicación, cuando exitosa, presenta las ventajas de permitir la eliminación directa del problema, así como sus consecuencias; permite el restablecimiento de las condiciones ambientales previas a la invasión, es menos impactante a largo plazo y es más económica que otras alternativas. Las probabilidades de éxito son mayores en los primeros estadios de una invasión, cuando la EEI se encuentra en fase de implantación, donde la población fundadora es de pequeño tamaño. Las claves del éxito radican en tres pilares: (i) profundo conocimiento de la biología y de la ecología de la especie, que sugerirán los mejores métodos de erradicación; (ii) disponibilidad de suficientes recursos económicos, que garanticen que el programa de erradicación se completa en su totalidad; (iii) apoyo tanto de las administraciones implicadas en la erradicación, como del público, para lo cual son imprescindibles intensas campañas de información, formación y participación. Los métodos empleados tienen que ser, además de eficientes, selectivos, éticos y humanos y cumplir con la normativa aplicable.

Si la erradicación no es viable porque la EEI ha invadido un área relativamente aislada, la mejor opción para su control es contener la población invasora dentro de sus límites de implantación observados para evitar su propagación. El éxito de estos programas radica en la implantación de sistemas de vigilancia continuada del perímetro de la zona afectada por la invasión, que han de complementarse con métodos de control que impidan la dispersión de la especie desde la periferia. Nuevamente, la participación del público es imprescindible para evitar la propagación tanto voluntaria como accidental de la especie y colaborar en la detección temprana de una posible expansión.

Cuando el problema de invasión ha adquirido mayores dimensiones y no es ya posible erradicar o controlar las EEI a gran escala, o cuando estas se encuentran en espacios protegidos, se recomienda excluir las EEI de estas áreas eliminándolas sistemáticamente. Si una EEI se ha establecido y presenta ya poblaciones consistentes, ocupando una amplia área de distribución, la erradicación puede no ser viable. En este caso la gestión se ve reducida a convivir temporalmente con la EEI, intentando minimizar sus impactos y reduciendo sus densidades poblacionales y abundancia por debajo de un umbral asumible.

En todo, caso, si la erradicación falla, el objetivo es controlar las poblaciones de la EEI, de modo que los niveles de abundancia sean aceptables. Existen tres métodos de control ampliamente usados:

a) *Métodos mecánico*s entre los que se incluyen el trampeo, disparo, pesca eléctrica, tratamientos con calor, arranque, tala, etc. En muchas ocasiones han dado buenos resultados y cuentan con el beneplácito del público. La erradicación del árbol de la pimienta brasileña, la recolección a mano de caracoles africanos gigantes en EEUU o la erradicación de las cabras de las Islas Galápagos, son ejemplos de éxito en la aplicación de estos métodos. Sin embargo la equipación de los operarios resulta cara, así como el tiempo empleado en el trabajo manual, por lo que se recomienda su uso en conjunción con los métodos químicos.

b) *Métodos químicos*: son los más usados para combatir especies exóticas en agricultura y se aplican tanto para el control de plantas, como de otras especies. Estos controles de carácter químico presentan riesgos para la salud humana, así como para otras especies que no son objeto de control (como el conocido caso del DDT). Además existe el problema adicional del desarrollo de resistencia por parte de las EEI a los pesticidas, así como la necesidad de llevar aplicaciones continuadas de los productos para garantizar el control de las especies no deseadas, todo lo cual hace su coste inviable.

c) *Métodos biológicos*: se plantean ante los resultados incompletos obtenidos con los dos métodos anteriormente citados. Este método consiste en el uso de enemigos naturales y patógenos de las especie objeto de eliminación. Incluye también el uso de sustancias de origen biológico, inducción de resistencia en el organismo hospedador, etc. Tanto el uso incorrecto (se puede dar, por ejemplo, cuando el personal que los lleva a cabo no está previamente entrenado) o la falta de consideración a la hora de evaluar los riesgos asociados a su uso (como puede ser la introducción inadecuada de agentes exóticos de control biológico, el uso de sustancias tóxicas, etc.), pueden resultar en desastres de carácter ambiental e incluso facilitar la dispersión de la especie objeto del control y/o provocar nuevas invasiones.

Todos los métodos descritos son aplicables tanto en el caso de ecosistemas terrestres, como en acuáticos, dependiendo su efectividad de los medios disponibles y del interés de las administraciones competentes (Moreira *et al*., 1999).

5.2. Restauración

El control y gestión de las EEI no es suficiente para garantizar la funcionalidad de los ecosistemas; por ello debe de acompañarse de otras medidas de restauración, capaces de garantizar su resiliencia. Las técnicas de restauración contribuyen a la liberación de recursos, a la apertura de nichos de modo que se facilita la reintroducción de especies propias del ecosistema tratado.

La restauración ha de planificarse cuidadosamente para que tenga garantías de viabilidad. Así, habrá de tener en cuenta las características estructurales de los ecosistemas, los costes y beneficios, el tiempo de actuación inicial y de mantenimiento, etc., y debe incluir medidas a largo plazo para el control y el monitoreo de EEI. Las intervenciones tienen que desarrollarse según protocolos de actuación elaborados específicamente para el área a intervenir, teniendo en cuenta posibles factores de riesgo asociados a las operaciones de restauración que incluyen la desinfectación de maquinaría contaminada, evitar el uso de sustratos orgánicos y vegetales de procedencia remota (que puedan aportar propágulos de especies no deseadas, etc.), que podrían actuar como vectores de nuevas especies y/o favorecer la dispersión de aquellas que han sido objeto de control. Ni que decir tiene que las especies a reintroducir serán autóctonas, garantizándose la trazabilidad de su procedencia. Más cuidados si cabe habrán de tenerse en el caso de reintroducciones de especies nativas, donde deberá evitarse la introducción de subespecies diferentes o de individuos procedentes de poblaciones alejadas debido al riesgo de contaminación genética y en todo caso debería llevarse a cabo únicamente de forma acorde a las líneas guía de la IUCN sobre reintroducciones.

5.3. Sistemas de información

Disponer de toda la información posible sobre EEI a través de sistemas digitales y accesibles vía Internet puede contribuir al control, detección temprana, erradicación y control de especies invasoras y por lo tanto facilitar la toma de decisiones a nivel de políticas públicas o iniciativas

privadas encaminadas a la solución del problema. Su publicación en la red hace las consultas más rápidas, contribuyendo a agilizar la burocracia y favorece el intercambio de información entre administraciones, investigadores, e incluso entre países, permitiendo aprender unos de las experiencias de otros.

La efectividad de la gestión de EEI depende mayoritariamente de la exactitud de la información que se tenga sobre la especie, incluyendo, como ya se ha dicho su ecología, distribución, abundancia relativa, superficie ocupada, tendencias poblacionales, vías de entrada, vectores, etc. La obtención de toda esta información en un corto espacio de tiempo favorece la elaboración de estrategias de investigación, prevención, seguimiento y control y lo que es más importante, sirve para detectar con rapidez las nuevas implantaciones de EEI.

5.4. Investigación

El adecuado control de EEI pasa, como hemos indicado, por el profundo conocimiento de la especie que hemos de combatir. De ahí la necesidad de invertir en investigación, pues los enemigos son muy numerosos y continúan aumentando sus efectos nocivos. Tanto la taxonomía como la ecología juegan un papel esencial en todas las etapas de gestión del problema. Por otro lado la investigación aplicada aporta continuas mejoras a herramientas de gestión tales como los análisis de riesgos y técnicas de control.

Desde un punto de vista práctico sería interesante ahondar en los problemas económicos asociados a las invasiones biológicas incluyendo los costes sanitarios.

Algunas áreas prioritarias de investigación delineadas por la Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras recoge entre otras, estas líneas temáticas:

- Metodologías de análisis de riesgo para vías de entrada, vectores y especies
- Técnicas de detección temprana
- Patrones de dispersión de EEI o potencialmente invasoras
- Biología, taxonomía y ecología de EEI en sus rangos nativos e introducidos
- Epidemiología
- Investigación sobre vulnerabilidad de los ecosistemas
- Evaluación de los impactos adversos de las EEI sobre la biodiversidad nativa incluyendo la diversidad genética
- Evaluación de las consecuencias sobre la economía y la salud pública
- Evaluación y desarrollo de mejores técnicas de prevención, control y restauración
- Establecimiento de canales de comunicación entre el sector de la investigación y los estamentos encargados de la gestión

5.5. Control del tráfico ilegal de especies

El tráfico ilegal de especies representa otra vía de entrada incontrolada de especies en cualquier territorio y una tremenda amenaza para la biodiversidad. Además es una de las actividades más lucrativas, que mueve al año más de 10.000 millones de euros a nivel mundial, que en algunos países supera las cifras asignadas al contrabando de armas (Faber *et al.*, 2006). Su control es muy difícil al ser la actividad delictiva que menos repulsión encuentra en la sociedad. La entrada de especies por esta vía se debe a que en los países desarrollados hay una gran demanda de especimenes vivos como mascotas, pieles, elementos ornamentales (desde 1970 más del 90% del los rinocerontes

salvajes del mundo se han sacrificado con el único objeto de obtener sus cuernos), maderas nobles, componentes cosméticos, medicinales, gastronómicos o para su uso en farmacopea.

Control, rapidez, idoneidad, y personal disponible son algunos de los factores que permitirían eficacia en la represión de esta actividad. Las denuncias de estos crímenes son escasas y de las existentes pocas tienen sentencia y tan sólo alguna condena. La solución pasa por mejorar las condiciones socio económicas en los lugares de origen de las especies, para así evitar la tentación de traficar con especimenes como fuente de ingresos. Otra clave es la introducción de cambios en la conducta de los ciudadanos que generan la demanda final. Sin embargo aún no estamos suficientemente concienciados para comprender las implicaciones ecológicas derivadas de la mala praxis en la gestión de especies foráneas.

6. ELEMENTOS NECESARIOS PARA REALIZAR UN ANÁLISIS DE COSTO-EFICACIA

De modo general, antes de emprender cualquier programa de control de EEI, se deberían definir claramente los resultados deseados y en función de los mismos realizar un análisis de costes y beneficios, una evaluación de los métodos a emplear con respecto a su eficiencia y selectividad, un examen de las potenciales consecuencias sobre la biodiversidad nativa y plantear un seguimiento de los resultados obtenidos. Así mismo, como en el caso de la erradicación, es de vital importancia conseguir el apoyo del público.

Las EEI afectan innegablemente al capital natural que incluye el stock cuantitativo y cualitativo de los ecosistemas (de Groot *et al*., 2003); afectan así mismo a los componentes de los propios ecosistemas, incluyéndose en este nivel la composición, estructura y funcionamiento que determinan la capacidad de los ecosistemas para suministrar servicios a la sociedad. En este sentido, la biodiversidad, como componente primordial del citado capital natural es el actor principal que contribuye al mantenimiento de las funciones que dan lugar a los servicios de los ecosistemas (Daly, 1994). Entendemos por funciones de los ecosistemas la capacidad de los componentes y procesos de estos para proporcionar servicios que satisfagan las necesidades humanas (de Groot, 1992). Las funciones ambientales toman una dimensión económica al ser entendidas como funciones para los humanos (Ekins *et al*., 2003) (funciones fuente, de sumidero y de bienestar y de salud humanas) y funciones del capital natural (funciones soporte para la vida, es decir, responsables del mantenimiento de la resiliencia, de la integridad de los ecosistemas) (Holling *et al*., 1995). Todas estas funciones proporcionan beneficios directos a la sociedad y en consecuencia son cuantificables; en otras palabras, se da una fuerte interdependencia entre la resiliencia y el bienestar social.

Una forma de valorar la efectividad en las medidas de control de especies invasoras, pasa por definir el valor de los ecosistemas y sus funciones, y a partir de ahí, se detraerán los costes derivados de las pérdidas resultantes de la introducción de EEI (tabla 2) (Martín López, *et al*., 2006).

Tabla 2. Variables a considerar en la valoración económica de los costes derivados de la introducción y control de especies exóticas invasoras.

Capital natural	Funciones ambientales	Servicios	Tipo de valor	Metodología de valoración económica
Ecosistemas: biodiversidad como componente de la resiliencia	Fuente	Alimento, madera, ganadería, agricultura, pesca, caza, etc.	Uso directo – extractivo-	Análisis de mercado Costes de pérdidas de productividad Costes de reemplazo y restauración
Productividad y funcionamiento	Soporte & sumidero	Soporte y regulación Producción Resistencia a primaria invasiones biológicas Formación Regulación del clima del suelo Control de la erosión Ciclos del agua y de nutrientes	Uso indirecto	Costes de reemplazo y restauración Precios hedónicos
Estructura y composición	Salud y bienestar humano	Culturales	Recreativo Estético Cultural Educación Investigación	Costes de conservación Coste de viaje Legado y existencia

7. MEDIAS DE ALERTA PARA EVITAR NUEVAS AMENAZAS

Aunque no todas las especies exóticas son perjudiciales, el principio de precaución dicta que todas las especies recién llegadas deben ser identificadas, y las autoridades deben estar preparadas para reaccionar rápidamente.

La detección temprana de especies no autóctonas ha de basarse en un sistema de encuestas periódicas que permitan detectar especies recientemente establecidas en un espacio de tiempo lo más corto posible desde la llegada de la propia especie. No obstante, como ya se ha mencionado, no todas las especies se establecerán, y solo un pequeño porcentaje de las que se establecen se convierten en invasoras y representan una amenaza para la biodiversidad y la economía. Pero precisamente por no saber *a priori* que especies resultarán perjudiciales, la detección se hace crucial (Wittenberg & Cock, 2001).

Dado que el comportamiento de las especies potencialmente invasoras no es idéntico será necesario desarrollar diferentes estrategias de actuación. Así, algunas encuestas tendrán que centrarse en especies concretas de las que se sabe que se han convertido en invasoras en condiciones similares, o en especies que han sido erradicadas anteriormente (Lowe *et al*., 2001). Los métodos para detectar especies varían de un grupo taxonómico a otro, y su éxito depende en gran parte de las dificultades taxonómicas y de lo conspicua que sea la especie. De este modo habrán de diseñarse encuestas en función de los objetivos perseguidos, como encuestas específicas por lugares concretos en los que se buscan especies exóticas en general o encuestas para detectar especies invasoras particulares. Es necesario elegir adecuadamente las claves, por ejemplo en áreas de gran valor ecológico, dentro del ámbito de especies en peligro de extinción, y en puntos de alto riesgo de entrada, como aeropuertos y puertos de mar. El inconveniente de estas encuestas

generales es que la identificación adecuada de las especies no siempre la pueden hacer personas de la calle, lo que puede llevar a resultados erróneos. De ahí la necesidad de contar con personal con conocimientos en taxonomía y entrenados para la detección en campo de especies invasoras (Wittenberg & Cock, 2001). Los equipos de agentes forestales con esta formación supondrían una herramienta valiosísima para las administraciones en la lucha contra las invasiones.

Del mismo modo el personal responsable de las encuestas debe haber recibido antes la formación necesaria. La educación del público debe centrarse en grupos que usen o estén familiarizados con el entorno natural, como los granjeros, los operadores turísticos y el público que se pueda ver afectado, además de los ya citados agentes del medio natural. La formación del personal que realizará las encuestas debe incluir taxonomía, uso de bases de datos y servicios de identificación, y métodos de encuesta adecuados para los distintos grupos.

Otra parte muy importante en la detección temprana son los planes de contingencia que determinen qué medidas se van a tomar cuando se encuentre una especie exótica. Tales planes han de ser de carácter general, dada la diversidad de mecanismos de entrada y la biología de las especies.

Un plan de contingencia incluirá la definición de las partes intervinientes en todas las actuaciones que se desarrollen, los expertos consultados e informados sobre la existencia de nuevas especies, así como los representantes de la administración responsables de las actuaciones. Todo este personal será responsable de elaborar planes de acción detallados. Para que un plan de contingencia sea verdaderamente eficiente, ha de contarse con el equipo humano necesario en el lugar adecuado y ha de contar con suficientes recursos económicos que garanticen la puesta en marcha de modo inmediato de las medidas de erradicación o de control.

Aumentar la concienciación sobre las especies invasoras entre el público general constituye otro de los pilares de la batalla al evitarse introducciones innecesarias al tiempo que aumentar la colaboración en la detección de especies recién llegadas.

Finalmente, para que cualquier estrategia resulte realmente eficaz, se hace imprescindible la aplicación de medidas normativas con que garantizar la prevención y la reducción del riesgo de nuevas introducciones, así como proveer de una base sólida para su gestión. Idealmente los marcos legales deberían integrar claramente principios fundamentales de la política internacional como el de precaución y el de ‘quien contamina paga’ y fundamentarse en objetivos claros y centrados más en los beneficios de la acción que se pretenden conseguir que en las propias EEI. Aún prohibiendo o limitando ciertas actividades, los marcos normativos deberían promover la consecución de los objetivos marcados mediante incentivos positivos y establecer mecanismos consultivos con los principales estamentos implicados (autoridades medio ambientales, fitosanitarias, veterinarias, sanitarias, administraciones regionales y locales, sectores industriales, expertos, etc.) a la hora de elaborar reglamentos adecuados y asegurar su aceptación y cumplimiento. Así mismo la normativa debería definir claramente responsabilidades y funciones, y desarrollar reglamentos específicos en materia de prevención y gestión (McNeely *et al*., 2001).

8. BIBLIOGRAFÍA

ADAIR, R. J. & GROVES, R. H. 1998. *Impact of Environmental weeds on biodiversity: a review and development of a methodology*. The Director of the National Parks and WILDLIFE BIODIVERSITY GROUP, Environment Australia (formerly Australian Nature Conservation Agency) GPO Box 636. Canberra ACT 2601. 55 pp.

CARLTON, J.T. & GELLER, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science,* 261: 78-82.

CDB 2009. Conferencia de las Partes COP 6, Decisión VI/22: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies. Convenio sobre diversidad Biológica. www.cdb.int/decision/cop/?id=7197.

CLAVERO M. & GARCÍA-BERTHOU E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution,* 20: 110.

DALY, H.E. 1994. Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. In: Investing in Ntural Capital: the Ecological Economics approach to Sustainability. A.M. Jansson, M. Hammer, C. Folke & R. Costanza (eds.): 22-37. Island Press, Washington, DC.

D'ANTONIO, C.M. & VITOUSEK, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics,* 23: 63-87.

D'ANTONIO, S. 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution,* 17: 202-204.

DE GROOT, R, 1992. *Funtions of Nature*. Volters-Noordhoff. Groningen. Netherlands. 345 pp.

DE GROOT, R., VAN DER PERK, J., CHIESURA, A. & VAN VLIET, A. 2003. Importance and threats as determining factor for criticality of natural capital. *Ecological Economics,* 44: 187-204.

EKINS, P., SIMON, S., DEUTSCH, L. FOLKE, C. & DE GROOT, R. 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics,* 44: 165-185.

FARBER, S., COSTANZA, R., CHILDERS, D. L., ERICKSON, J., GROSS, K., GROVE, M., HOPKINSON, C.S., KAHN, J., PINCETL, S., TROY, A., WARREN, P. & WILSON, M. 2006 Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience,* 56: 121-133

FOX, M.D. & FOX, B. J. 1986. The susceptibility of natural communities to invasions. In: *Ecology of biological invasions, an Australian perspective.* R.H Groves & J.J. Burdon (eds.): 57-66. Australian Academy of Science.

GRAHAM, W. M., MARTIN, D. L., FELDER, D. L., ASPER, V. L. & PERRY, H. M. 2003. Ecological and economic implications of a tropical jellyfish invader in the Gulf of Mexico. *Biological Invasions,* 5: 53–69.

GROVES, R. H. & BURDON, J. J. 1986. *Ecology of Biological Invasions: an Australian Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge. 642 pp.

GUILLERM, J. L., LE FLOC'H, E., MAILLET, J. & BOULET, C. 1990. The invading weeds within the Western Mediterranean Basin. In: Biological Invasions in Euroe and the Mediterranean Basin. F. di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche (eds.): 61-84. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

HARRISON, I. J. & STIASSNY, M. L. J. 1999. The quiet crisis: a preliminary listing of freshwater fishes of the World that are either extinct or "missing in action". In: *Extinctions in Near Time:Causes, Contexts, and Consequences.* MacPhee, R. D. E (ed): 271-331. Plenum Press, New York & London.

HOLLING, C. S., SCHINDLER, D. W., WALKIER, B. W. & ROUGHGARDEN, J. 1995. Biodiversity in Functioning of Ecosystems: an ecological synthesis. In: *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues.* C. Perrings, K.G. Mäler, C. Folke, C. S. Holling & B. O. Jansson (ed.): 44-

83. Cambridge University Press. Cambridge.

IUCN. 2000. *Guías para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por especies exóticas invasoras*. International Union for Conservation of Nature. The World conservation Union and the Species Survival commission. 361 pp. http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/Rep-2000-052-Es.pdf>.

KOSINOVA, J. 1974. Studies on the weed flora of cultivated lands in Egypt. 4. Mediterranean and Tropical elements. *Candollea*, 29: 281-295.

LEVER, C. 1985. *Naturalized mammals of the world*. Longman, New York.

LEVINE, J. M., VILÀ, M., D'ANTONIO, C. M., DUKES, J. S., GRIGULIS, K., & LAVOREL, S. 2003. Mechanisms underlying the impact of exotic plant invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* Serie B 270: 775-781.

LOPEZ-GARCIA, M. 2002. What criteria are relevant for predicting the invasive capacity of a new agricultural weed? The case of invasive American species in France. *Weed Research*, 40: 11-26.

LOW, T. 1999. *Feral Future*. Viking Books, Australia.

LOWE, S. M., BROWNE, BOUDJELAS, S. & DEPOORTER, M. 2001. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species, a selection from the Global Invasive Species Database*, UICN-ISSG, Auckland, Nueva Zelanda.

MAILLET, J. 1981. *Evolution de la flore adventice dans le Montpellierais sous la pression des techniques culturales*. *Th. Dr. Ing. U.S.T.L. Montpellier*. 200 pp.

MACK, R. N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F. 2000. Invasiones Biológicas: Causas, Epidemiología, Consecuencias globales y Control. *Tópicos en Ecología,* 5: 1-19.

MCNEELY, J. A. 2001. *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. UICN, Gland & Cambridge.

MARTÍN LÓPEZ, B., GARCÍA LLORENTE, M., ALCORLO, P & MONTES, C. 2006. El valor económico como indicador de la amenaza de las especies invasoras. El caso de los Parques Nacional y Natural de Doñana. GEIB. 2ª Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras 'EEI 2006'. *Invasiones biológicas: Un factor de cambio global. EEI 2006 actualización de conocimient*o. GEIB, Serie Técnica nº 3: 41-79.

MONTE DEL, J. P. & ZARAGOZA, C. 2004. La introducción de especies vegetales y la valoración del riesgo de que se conviertan en malas hierbas. *Bol. San. Veg. Plagas*, 30: 65-76.

MOREIRA, I., FERREIRA, T., MONTEIRO, A., CATARINO, L. & VASCONCELOS, T. 1999. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. *Hydrobiología*, 340: 1-3

PIMENTEL, D., LACH, L., ZUNIGA, R. & MORRISON, D. 2000. Environmental and Economic Costs Associated with non-indigenous species in the United States. *Bioscience*, 50: 53-65.

PERRINGS C., MOONEY, H. & WILLIAMSON, M. 2010. *Bioinvasions and Globalization: Ecology, Economics, Management and Policy*, Oxford, Oxford University Press.

PYSEK, P. & RICHARDSON, D. 2007. Traits associated with Invasiveness in alien plants: where do we stand? In Nentwig, W. (ed.) *Biological Invations*.: vol 193. Srpinger-Verlang, Berlin Heidelberg.

VILÁ, M., VALLADARES, F., TRAVESET, A., SANTAMARÍA, L., CASTRO, P. (coord.) 2008. *Invasiones Biológicas*. CSIC, Colección Divulgaciones. Madrid.

WILLIAMS, J. A. & WEST, C. J. 2000. Environmental weeds in Australia and New Zealand: issues and approaches to management. *Austral Ecology,* 25: 425-444.

WITTENBERG, R. & COCK, M. J. W. 2001. *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión*. CAB International, Wallingford, Oxon. Pp xvii – 228 pp.





Plantación y riego en una restauración fluvial. Río Odelouca (Algarve).
Trituración de restos de corta en una restauración fluvial. Río Ter (Cataluña).
Fotos: Marc Ordeix.

3.4 INVENTARIO DE MAQUINARIA FLUVIAL

INVENTARIO DE MAQUINARIA PARA TRABAJOS DE RESTAURACIÓN O REHABILITACIÓN EN AGUAS SUPERFICIALES

Jerónimo Carrascal-Tirado
Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental. Junta de Extremadura. Ctra. de Portugal, E-06800 Mérida.
jcarrascalt@gmail.com

RESUMEN

En la restauración fluvial a menudo es necesario recurrir al uso de maquinaria pesada por motivos técnicos y/o económicos. El uso de esta maquinaria facilita los trabajos, pero puede tener una baja eficiencia ocasionar un impacto ambiental sobre los terrenos aluviales, si no se escoge la máquina más adecuada para cada función o no se maneja de forma adecuada. En este capítulo se recoge un catálogo de la maquinaria pesada que se utiliza de forma habitual en los trabajos de restauración fluvial. Se usan para todo tipo de trabajos, como desbroces, ahoyado, segado, trituración de restos vegetales, contención de taludes eliminación de planta alóctona y movimientos de tierras, rocas y troncos, etc. Se han distinguido tres tipos básicos de maquinas: terrestres, anfíbias y acuáticas.

La maquinaria terrestre es no específica para trabajos en entornos fluviales. Está diseñada para obras civiles, forestales o agrícolas. Son las más abundantes, conocidas y económicas. Son versátiles, ligeras y de pequeñas dimensiones, para disminuir los impactos negativos en el medio fluvial.

La maquinaria anfibia está más especializada, pudiendo trabajar indiferentemente en agua o en tierra. Algunos de los modelos que se exponen son máquinas terrestres a los que se les ha añadido algún artilugio que le confiere el carácter anfibio. Son poco empleadas en la Península Ibérica.

La maquinaria acuática es específica para trabajos en contacto directo con el agua. Algunas están adaptadas para poder desplazarse de tierra al agua sin necesidad de grúas o maquinaria adicional. Son poco conocidas en la Península Ibérica y suelen emplearse con más asiduidad en ecosistemas lénticos.

Palabras clave: maquinaria terrestre, maquinaria anfibia, maquinaria acuática, restauración fluvial, rehabilitación fluvial.

ABSTRACT

INVENTORY OF EQUIPMENT FOR RESTORATION OR REHABILITATION WORK IN SURFACE WATERS. In river restoration it is often necessary to use heavy machinery for technical reasons and/or economic. The use of this machinery facilitates the work, but it may have a low efficiency, environmentally impacting the floodplain if the right machine is not chosen for each function or is not handled properly. This chapter contains a catalogue of heavy machinery that is used routinely in river

restoration work. Used for all types of work such as clearing, boring, mowing, crushing plant debris, slop containment, removal of allochthonous plants, and earth, rock and log moving, etc. Three basic types of machines have been distinguished: land, amphibious and aquatic.
The land equipment is not specified for working in river environments. It is designed for civil engineering, forestry and agriculture. They are the most abundant, known and inexpensive. They are versatile, lightweight and small, for reducing negative impacts on the river environment.
The amphibious equipment is more specialized and can work indifferently in water or on land. Some of the models presented are land machines to which they added a device that gives it an amphibious character. They are little used in the Iberian Peninsula.
Aquatic machinery specifically works in direct contact with water. Some are adapted to move from land to water without cranes or additional equipment. They are little known in the Iberian Peninsula and are often used more frequently in lentic ecosystems.
Keywords: land machinery, amphibious machines, water machinery, river restoration, river rehabilitation.

1. INTRODUCCIÓN

La restauración o rehabilitación de ecosistemas acuáticos de agua dulce es un proceso complejo que requiere de un conjunto de acciones planificadas para devolverle su estructura original y las funciones naturales en un periodo dilatado de tiempo. Para llevarlas a cabo en muchas ocasiones es necesario ejecutar obras en dichos entornos para eliminar los impactos que los degradan (CIREF, 2010). La ejecución de las mismas puede realizarse de forma manual por operarios especializados mediante herramientas de mano, o mecanizada a través de maquinaria pesada. La primera forma de ejecución es la menos agresiva con el entorno, siendo los trabajos manuales más precisos y selectivos. Pero en muchas ocasiones es necesario el uso de maquinaria, debido a motivos técnicos o económicos. Dicho uso conlleva una serie de impactos ambientales inherentes, que puede contribuir a deteriorar por mala praxis estos entornos tan sensibles, pudiendo darse la paradoja de que la ejecución de las obras no contribuya totalmente a la mejora del estado ecológico.

Para evitar esta incongruencia es preciso conocer los impactos ambientales derivados de su manejo, así como la maquinaria disponible actualmente en el mercado, facilitando de esta manera la elección de la más recomendable según el tipo de trabajo a ejecutar y el ecosistema a tratar. Así pues este estudio realizado por la Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental (DGECA) de la Junta de Extremadura en el marco del proyecto Ricover (Interreg IVB-Sudoe), se centra en un inventario de los diferentes tipos de maquinaria empleada en ecosistemas lóticos y lénticos a nivel global.

2. SELECCIÓN MAQUINARIA

Tras realizar una búsqueda global de la maquinaria susceptible de ser empleada en obras de restauración o rehabilitación en ecosistemas de agua dulce y consultar a empresas del sector medioambiental relacionadas con este tipo de trabajos, se han segregado las máquinas más utilizadas y específicas en tres grupos diferentes.
Maquinaria terrestre no específica para trabajos en entornos fluviales, diseñada y empleada normalmente en obra forestal, obra civil incluso en explotaciones agrícolas. En este grupo están

las máquinas que suelen emplear las empresas y las Administraciones en España ya que son las más abundantes, conocidas y económicas. Las máquinas seleccionadas son versátiles, ligeras y de pequeñas dimensiones, para disminuir los impactos negativos en este tipo de entornos.
Maquinaria anfibia, están más especializadas que las anteriores, pudiendo trabajar indiferentemente en agua o en tierra. Algunos de los modelos que se exponen son máquinas terrestres a los que se les ha añadido algún artilugio que le confiere el carácter anfibio. Son menos conocidas en España y poco o nada empleadas.
Maquinaria acuática específicas para trabajos en contacto directo con el agua, algunas están adaptadas para poder desplazarse de tierra al agua sin necesidad de grúas o maquinaria adicional. Son poco conocidas en España y suelen emplearse con más asiduidad en ecosistemas lénticos.

3. MAQUINARIA TERRESTRE

3.1. Retrocargadora *(Backhoe Loader)*

Descripción: Las retrocargadoras también denominada retropala o mixta. Es una máquina autopropulsada (tractor adaptado) sobre neumáticos con un bastidor diseñado especialmente que monta a la vez un equipo de carga frontal y otro de excavación trasero (retroexcavadora) de forma que puedan ser utilizados alternativamente (figura1).

Cuando se emplea como excavadora, la máquina puede excavar por debajo del nivel del suelo o por encima, mediante un movimiento de la cuchara hacia la máquina mientras la máquina permanece inmóvil. Cuando realice esta labor la máquina debe estar estacionada, apuntalada mediante gatos hidráulicos y la cuchara frontal en una zona llana. Cuando se emplea como cargadora, carga o excava mediante su desplazamiento y el movimiento de los brazos y eleva, transporta y descarga materiales.
Operatividad:. Esta máquina es útil para mover cantidades importantes de materiales como arena, grava, escombros, etc., empleando la pala cargadora. De hecho fue una de las máquinas utilizadas por la Confederación Hidrográfica del Guadiana en el 2005 para luchar contra el Jacinto de Agua (Eichhornia crassipes) en el río Guadiana retirando grandes cantidades de esta planta acuática invasora. Para realizar cualquier otra función es preferible emplear la excavadora, ya que es más versátil, manejable y liviana. En el caso de emplearse es preferible usar modelos de pequeñas dimensiones “miniretrocargadora” (4000 kg de peso operativo), ya que causan un impacto menor en el medio. Algunos modelos permiten intercambiar la pala frontal por aperos útiles para las obras en entornos fluviales tales como; trituradoras, ahoyadoras, cortadoras y otros aperos diseñados para otro tipo de trabajos (tabla 1).

3.2. Minicargadora *(Skid Steer Loader)*

Descripción: La minicargadora compacta consta de un chasis rígido sobre el cual se monta una cuchara frontal de pequeña capacidad (figura 1). El motor de esta máquina suele estar acoplado en la parte trasera, en el punto de unión entre los brazos de la cuchara y el chasis. Cuenta con un sistema hidráulico para la elevación de la cuchara o para permitir el montaje de otros accesorios. El chasis se desplaza sobre un sistema de orugas o de neumáticos, siendo más habitual este último. Suele emplearse en obra civil para carga y descarga de materiales.
Operatividad: No suele emplearse en entornos fluviales, aunque puede ser útil en aquellos que circule dentro de cascos urbanos, su función se asemeja a la pala cargadora, con una gran diferencia, hay en el mercado una amplia variedad de modelos, desde los 1200 kg hasta los 5000 kg (tabla 1). Su función principal es la carga, transporte y descarga de volúmenes reducidos de material. Es

interesante para las restauraciones o rehabilitaciones en estos ecosistemas la posibilidad de realizar labores selvícolas al acoplarle cabezales trituradores para desbrozar vegetación de ribera no muy gruesa, teniendo en cuenta que la zona de actuación debe ser llana y sin encharcamientos.

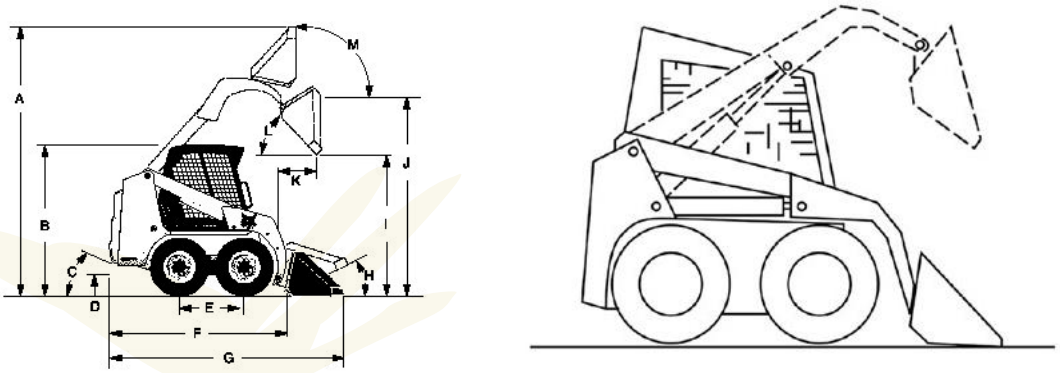


Figura 1. a) Representación del área de trabajo de una máquina mixta, parte frontal pala cargadora y retropala trasera. Dibujo: MF Industrial. b) Dibujo de una minicargadora. Dibujo: Bobcat.

3.3. Excavadora (Tracked Excavator)

Descripción: La excavadora es una máquina autopropulsada sobre ruedas o cadenas con una superestructura capaz de girar 360º (en un sentido y en otro y de forma interrumpida) que excava o carga, eleva, gira y descarga materiales por la acción de una cuchara fijada a un conjunto de pluma y balancín o brazo extensible, sin que el chasis o la estructura portante se desplace. Estas máquinas disponen de una amplia variedad de aperos (trituradoras de cadenas o martillos, ahoyadoras, etc.) intercambiables con la cuchara excavadora, ampliando su versatilidad, mucho modelos disponen además de una pala dozer en la parte frontal.

La diferencia más significativa con la retrocargadora, aparte de disponer un solo brazo de carga, radica en la capacidad de girar 360º sobre su eje, permitiendo trabajar en una zona determinada sin necesidad de moverse evitando así las rodaduras. Además el cazo puede emplearse sin necesidad de ser apuntalado previamente con gatos hidráulicos (figura 2).



Figura 2. a) Representación de una excavadora de cadenas con pala dozer frontal. b) Miniexcavadora eliminando cañas (*Arundo donax*) con un triturador de cadenas. Foto: Jerónimo Carrascal.

En el mercado se pueden diferenciar entre excavadoras y miniexcavadoras, siendo las empleadas en entornos fluviales las segundas, ya que su peso operativo inferior a 5000 kg, en algunos modelos, incide poco en los ecosistemas lóticos.

Operatividad: Las miniexcavadoras (*mini-excavators*) son las máquinas más empleadas en tramos medios y bajos de los ríos (zonas con pendiente moderada y poca pedregosidad), debido a su versatilidad, variedad de máquinas disponibles en el mercado y su coste económico. Las miniexcavadoras al ser de pequeñas dimensiones minimizan impactos en entornos fluviales y puede trabajar de forma bastante precisa (dependerá de la pericia del maquinista) pudiendo realizar un gran variedad de trabajos, incluso en pendientes que no superen el 55 % en línea de máxima pendiente. Es una máquina que puede desplazarse perfectamente por terrenos blandos, ya que el chasis puede estar soportado por dos cadenas de goma paralelas aumentando la superficie de contacto con el mismo. Los múltiples aperos intercambiables permiten realizar movimientos de tierras, plantaciones en riberas, trabajos selvícolas de desbroce o trituración de vegetación, contención de taludes y retirada de vegetación (tabla 1).

Tabla 1. Características básicas de la maquinaria terrestre seleccionada para trabajar en entornos fluviales. Los datos referentes al coste €/h son orientativos (fuente de la base de precios 2010 de la Consejería de Fomento de la Junta de Extremadura, Tarifas Tragsa y de diferentes empresas consultadas). La clasificación cualitativa referente al nivel de especialización y al impacto ambiental generado es subjetiva, no atiende a ningún estudio previo.

Maquinaria	Potencia (cv)	Peso (kg)	Chasis sobre	Pendiente de trabajo		Aperos o cabezales para distintos trabajo	Nivel de Especiali-zación	Impacto ambiental	Coste (€/h)
				Longitudinal	Transversal				
Mini-mixta	50	4200	Neumáticos	<10 %	<10 %	Pala cargadora y excavadora/ ahoyadora/ desbrozadora	Bajo	Alto	28 €/h
Mini-cargadora	De 20 a 90	De 1200 a 5000	Neumáticos/ oruga	< 15 %	<10 %	Pala cargadora, excavadora o dozer /ahoyadora/ desbrozadora/ pinzas	Bajo	Medio	Desde 10€/h, hasta 33€/h (según modelo)
Mini-excavadora	De 20 a 50	De 1200 a 5500	Neumáticos/ oruga	<55 %	<15%	Pala excavadora y pala dozer/ ahoyadora/ desbrozadora/ cizalladora para tocones/pinzas	Medio (para tramos medios y bajos de ríos)	Medio	Desde 33€/h
Retroaraña	De 24 a 140	De 2000 a 11500	Neumáticos con patas telescópicas (tracción 2x4 ó 4x4)	100%	< 70%	Pala excavadora /ahoyadora/ desbrozadora/ pinzas/podadora/ cosechadora/ procesadora	Medio – Alto (para tramos altos y medios de ríos)	Medio - Bajo	Desde 48€/h, hasta 73€/h (según modelo)

3.4. Retroaraña (*walking excavator, spider excavator o spider machine*)

Descripción: La retroaraña es una excavadora giratoria, cuya principal diferencia radica en su sistema de tracción el cual está formado por cuatro patas con libertad de movimientos en todos los ejes del espacio y su brazo articulado que además es telescópico donde se sitúa el cazo, cuchara u otro apero. Cada pata dispone de una rueda que, dependiendo del modelo, serán de igual o

de distinto tamaño dos a dos. Dos de las patas (en algunos modelos las 4) tienen una extensión telescópica que permite alargar o acortar su longitud mediante sistema hidráulico (figura 3).

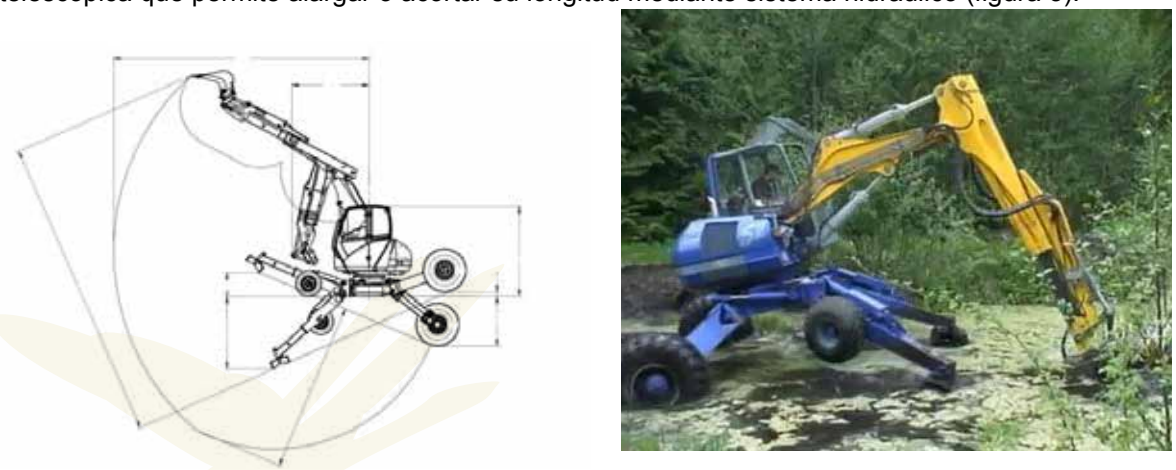


Figura 3. a) Representación del área de trabajo de retroaraña. Dibujo: Menzi Muk. b) Retroaraña trabajando en un río.

Cuando la máquina se desplaza fuera de la zona de trabajo lo hace con las cuatro ruedas y con la extensión de las patas recogida. Estas se juntan hacia el chasis, dándole el ancho de vía de un vehículo normal, y las ruedas motrices se comportan, además, como directrices. Cuando la máquina entra en orden de trabajo, las dos ruedas de las patas extensibles pueden ser retiradas. En el mercado existe una gran variedad de retroarañas con distintos tamaños, pesos y potencias.

Operatividad: Son las únicas máquinas que pueden emplearse en la cabecera de los ríos en tramos altos o incluso en tramos medios, donde la pedregosidad, las pendientes, y el encajonamiento de los ríos hace que sea imposible trabajar con otra máquina en condiciones de seguridad. Pudiendo trabajar en pendientes del 100 % en líneas de máxima pendiente o hasta el 70 % de pendiente en trabajos según curvas de nivel, la capacidad de vadeo puede superar los 2 metros (tabla 1).

Para la realización de diferentes tareas, puede montar distintos tipos de herramientas en el brazo de grúa, desde cazos de pequeño o gran tamaño, hasta martillos neumáticos, pasando por pinzas de carga, manipuladores de materiales, trituradoras, etc. Por tanto es muy eficaz tanto en labores de preparación del terreno para repoblaciones como para la eliminación de vegetación alóctona y su posterior trituración.

El inconveniente principal es su coste por hora, superior a cualquier otra máquina, por tanto se suele emplear cuando es imprescindible, aunque sería aconsejable su uso en todos los tramos de río (cuando se emplee maquinaria terrestre), por ser la que menos impactos genera en los ecosistemas lóticos.

4. MAQUINARIA ANFIBIA

4.1. Excavadora anfibia de pontones *(Amphibious excavator)*

Descripción: Está diseñada para actuar en ecosistemas lénticos o lóticos de aguas lentas o poco profundas, donde trabajar con una excavadora tradicional resultaría peligroso o imposible. La máquina es una excavadora tradicional cuya característica principal es que el sistema de rodaje es una estructura de oruga más liviana y elevada o con pontones y la pluma o brazo es de largo alcance. Este sistema de rodaje o estructura permite trabajar indistintamente fuera o dentro del agua gracias a que la presión que ejerce sobre el suelo por centímetro cuadrado es muy baja. La máquina puede trabajar sin dificultad entre 0.7 y 2 m de profundidad, dependiendo del tamaño de la misma.

Algunos fabricantes han ideado unos pontones adicionales que se colocan lateralmente permitiendo

que la máquina flote. Para poder trabajar flotando se ayuda de unas patas de anclaje que estabilizan la excavadora, las patas más largas suelen tener 6 m (en excavadoras anfibias de gran tonelaje), permitiendo trabajar hasta esa profundidad. Estas máquinas pueden desplazarse flotando por el agua gracias a propulsores que se pueden anexar a los pontones adicionales (Fig 4).



Figura 4. a) Miniexcavadora anfibia trabajando en un río. Foto: Osma snc. b) Detalle de la colocación de pontones adicionales para la flotación en excavadora de gran tonelaje. Foto: Remu Ltd. c) Excavadora trabajando en aguas profundas estabilizada con la ayuda de las patas de anclaje. Foto: Remu Ltd.

Operatividad: Existen modelos de excavadoras y miniexcavadoras, al igual que las terrestres, pudiendo emplear una u otra dependiendo del tipo de actuación a realizar. Normalmente se emplean las excavadoras (de gran tonelaje) en ecosistemas lénticos o lóticos muy amplios, accesibles y mansos, para realizar labores de dragado o retirada de un gran volumen de vegetación acuática. Para trabajos en entornos fluviales se debe emplear la miniexcavadora, más apropiada para estabilización de taludes y tratamientos selvícolas. Al igual que las otras excavadoras o miniexcavadoras se puede sustituir la pala por otro apero según el tipo de trabajo que quiera realizarse (tabla 2).

Tabla 2. Características básicas de la maquinaria anfibia seleccionada para trabajos en aguas lénticas y lóticas. La clasificación cualitativa referente al nivel de especialización y al impacto ambiental generado es subjetiva, no atiende a ningún estudio específico previo.

Máquinas	Potencia (cv)	Peso (kg)	Chasis sobre	Aperos o cabezales para distintos trabajos	Nivel de Especialización	Impacto ambiental
Miniexcavadora anfibia	22	2900	Oruga y pontones	Pala excavadora/desbrozadora/ pinzas	Alta (cursos medios y bajos de ríos)	Medio-Bajo
Excavadora anfibia de gran tonelaje	De 94 a 150	De 15000 a 28000	Oruga con 2 pontones adicionales	Diferentes tipos de cucharas o palas excavadoras	Alta (aguas lénticas)	Medio- Alto (máquina muy pesada)
Excavadora anfibia con ruedas	50	7000	Pontón sobre 3 patas extensibles con ruedas	Diferentes tipos de cucharas o palas excavadoras	Alta (cursos medios y bajos de ríos)	Medio (máquina pesada)
Retroaraña anfibia	De 24 a 140	De 2000 a 11500	Retroaraña con 2 pontones adicionales	Mismos cabezales que la retroaraña terrestre	Alta (casi todo tipo de ríos)	Bajo
Máquina Multifución “Truxor”	27 y 35	1350	Pontones con oruga	Pala cargadora y excavadora/ segadora/rastrillo para vegetación/bomba de dragado/ cubeta de agarre y pinza de agarre/cultivadora/eliminador de aceite	Muy Alta (aguas lénticas, aguas lóticas tranquilas)	Muy Bajo

4.2. Excavadora anfibia con ruedas (*Amphibious excavator*)

Descripción: Es parecida a una excavadora tradicional pero con la diferencia de estar motada sobre una especie de barcaza de las que surgen tres patas extensibles que finalizan en dos grandes ruedas cada una. Estas ruedas le permite trabajar y desplazarse por tierra y le confiere estabilidad cuando trabaja en el agua, incluso en flotación. Dispone de un brazo o pluma extensible, giratoria en 360º, que finaliza en un cazo o pala.

Operatividad: Realiza los mismos trabajos que la excavadora anfibia anterior (tabla 2).

4.3. Retroaraña adaptada a la gestión de aguas (*Aquatic walking excavator*)

Descripción: Es una retroaraña normal pero adaptada para poder desplazarse flotando en aguas profundas, gracias a la colocación de pontones flotantes. Para trabajar con seguridad en aguas profundas el bastidor lleva equipado unos apoyos ajustables a modo de patas que permite trabajar en profundidades de hasta 4,5 m. Cuando la máquina se introduce y trabaja en aguas más someras disminuye la presión que ejerce con el suelo, colocando neumáticos dobles, así como una plataforma para zonas fangosas.

Operatividad: Estas máquinas están más especializadas en gestión de aguas y restauraciones fluviales que la retroaraña normal. Con la capacidad de intercambiar aperos o cabezales según el tipo de trabajo que se realice (tabla 2).

4.4. Máquina anfibia multifuncional

En el mercado existen una serie de fabricantes que han diseñado máquinas con la posibilidad de trabajar tanto en aguas profundas como en tierra, con la versatilidad que le ofrece la multitud de aperos o herramientas fácilmente intercambiables, su reducido tamaño y poco peso. A continuación, se expone una de estas máquinas de un fabricante concreto, se ha elegido como ejemplo de versatilidad, ya que es la más completa que se ha encontrado en el mercado, sin menoscabar otras máquinas similares que se pueden consultar en el listado adjunto de máquinas y fabricantes.

4.4.1. Máquina anfibia multifuncional "Truxor" (*Anphibian toolcarriers* "Truxor")

Descripción: Es una máquina diseñada por la empresa Dorotea Mekanisca AB, para trabajar en medios acuáticos principalmente. Está montada con pontones de aluminio galvanizado, en la parte superior se sitúa una cabina plegable donde el conductor puede manejar todas sus funciones a través de dos palancas de mando, una para cada mano. Los pontones están montados sobre orugas confiriéndole el carácter anfibio, ya que puede trabajar sobre cualquier superficie, tierra seca, aguas someras o profundas, pudiendo navegar como una embarcación. Esta máquina anfibia minimiza los daños en los ecosistemas acuáticos (pequeñas dimensiones y poco peso), debido a sus características físicas (figura 5).



Figura 5. a) Máquina anfibia multifuncional "Truxor", trabajando en aguas profundas con un apero para cortar cañas. Foto: Dorotea Makaniska AB. b) Máquina "Truxor"equipada con una pala excavadora. Foto: Dorotea Makaniska AB.

Operatividad: Esta máquina está diseñada para trabajar en ecosistemas lénticos, aunque también se puede emplear en ecosistemas lóticos de aguas tranquilas. Es una máquina multifuncional, ya que tiene la capacidad de realizar actuaciones de muy diversa índole gracias a la multitud de aperos (fácilmente intercambiables) disponibles para trabajar en dichos entornos. Puede cortar vegetación herbácea, acuática y terrestre con diferentes tipos de cuchillas, recoger la vegetación cortada con diferentes tipos de palas o rastrillos, pinzar y sacar objetos o materiales del agua a través de una pinza mecánica extensible, puede dragar zonas pantanosas con diferentes bombas de dragado, puede excavar con la ayuda de una pala o cazo convirtiéndose en una miniexcavadora, puede emplearse como fresadora agrícola, con unas cuchillas giratorias puede extraer vegetación, así como succionar vertidos de petróleo, aceites o cualquier otro producto oleaginoso a través de bombas adaptadas para ello (tabla 2).

5. MAQUINARIA ACUÁTICA

5.1. Lanchas segadoras o recolectoras de herbáceas acuáticas

Descripción: Básicamente estas embarcaciones son similares a lanchas motoras de pequeñas dimensiones adaptadas con algún artilugio en su parte frontal para realizar labores de recogida de restos herbáceos o de segado. Cuando realiza el segado las embarcaciones suelen estar montadas con dos rodillos frontales, colocados longitudinalmente uno al lado del otro, los cuales contienen unas estructuras en forma de “L” distribuidas helicoidalmente. Estos rodillos se accionan moviéndose indistintamente para adelante o para atrás, pudiendo funcionar por debajo del agua o semisumergido (figura 6). Cuando realiza las labores de recogida de restos herbáceos dispone en la parte frontal una especie de pala cargadora.



Figura 6. a) Lancha motora segadora de herbáceas. Foto: Osma snc. b) Lancha motora con pala cargadora. Foto: Aquarius Systems.

Operatividad: Estos barcos se utilizan en operaciones de mantenimiento de canales, lagos, lagunas, embalses y cursos de agua donde las hierbas acuáticas presentes están colonizando y eutrofizando completamente las aguas, dificultando la presencia de otras especies, además de estancar las aguas (tabla 3).

Tabla 3. Características básicas de la maquinaria acuática seleccionada para trabajar en aguas lénticas y lóticas. La clasificación cualitativa referente al impacto ambiental generado es subjetiva, no atiende a ningún estudio específico previo.

Máquinas	Potencia (cv)	Peso (kg)	Tipo embarcación	Aperos o cabezales para distintos trabajos	Zonas de actuación preferente	Alcance máximo de trabajos	Impacto ambiental
Lancha segadora o recolectora de herbáceas	De 45 a 75	De 1600 a 2750	Lancha motora	Rodillos segadores y pala o cuchara de recogida de materiales	Aguas lénticas y lóticas navegables	Puede introducir tanto la pala como los rodillos por debajo del agua hasta los 2.5 m.	Muy Bajo
Embarcación pseudoanfibia dragador-excavador	De 225 a 700	De 18500 a 45000	Embarcación con poco calado, tipo pontón	Bombas de dragado y cazo o cuchara para dragar o excavar	Aguas lénticas y lóticas navegables en tramos bajos de los ríos	Profundidad y alcance máxima de trabajos de 6 a 12 metros (según modelo)	Medio (vehículo muy pesado, se ha de arrastrar hasta alcanzar el agua)
Recolectora de maleza acuática	De 24 a 65	De 1500 a 9000	Pontón	Apertura para recolectar con dimensiones desde 4 m x 4 m hasta 12 m x 6 m	Aguas lénticas y lóticas navegables de tramos bajos de ríos	Capaz de almacenar en la embarcación desde 680 kg hasta 6800 kg (según modelo)	Muy Bajo
Barcaza segadora de leñosas y herbáceas "Swamp devil"	230	-	Pontón	Cuchillas de seis hélices de 2.4 m de diámetro	Aguas lénticas y lóticas navegables de tramos bajos de ríos	Diámetro máximo de corte en leñosas de 15 cm	Muy Bajo

5.2. Embarcación pseudoanfibia, dragador-excavador

Descripción: Realmente es un pontón rectangular a motor, de unos 10 m de largo por 3,5 m de ancho, depende del modelo (figura 7), sobre la que se sitúa la cabina con todos los dispositivos de navegación y mando. Se caracteriza por disponer en la proa de una pluma o brazo extensible en el que se pueden colocar diferentes aperos para poder trabajar. El carácter anfibio se lo confieren dos brazos plegados perpendicularmente al pontón, situados a un tercio aproximadamente de la proa y otras dos patas extensibles en popa, de tal manera que puede elevarse la embarcación sobre el suelo, esto es útil para bajarse y subirse del camión que lo transporta e introducirse y salirse del agua por si solo. Su desplazamiento por tierra es dificultoso (por ello no se ha incluido dentro de la categoría de maquina anfibia), apoyando la barriga sobre el suelo y deslizándose gracias a la pluma o brazo de proa que tras clavar el cazo en el suelo desliza a la máquina (figura 7). Una vez dentro del agua se mueve sin dificultad desplazándose fácilmente gracias al motor (a modo de fuera borda de 3 hélices) situado en popa.

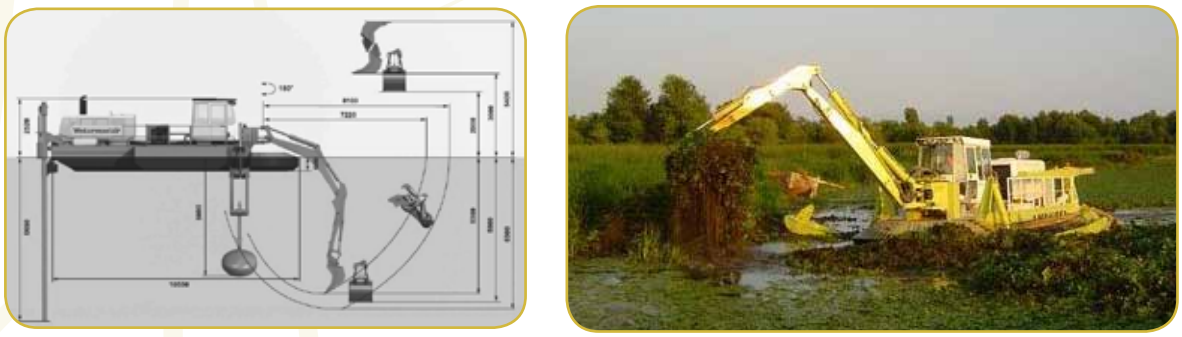


Figura 7. a) Representación del área de trabajo de la máquina "Watermaster by Aquamec" . Dibujo: Aquamec Ltd. b) Máquina "Amphibex"retirando con una pala rastrillo vegetación acuática de un río. Foto: Normrock Industries Inc.

Operatividad: Es una máquina de grandes dimensiones diseñada para trabajar en tramos bajos de ríos, estuarios, bahías, lagos y lagunas, embalses e incluso en canales. Su función principal es el dragado de grandes volúmenes de material ya sea mediante bomba o con cazo escavador. Otra de sus aplicaciones es la capacidad de retirar vegetación gracias a rastrillos o cazos adaptados. También puede clavar estacas de gran longitud (tabla 3). La máquina aunque sea capaz de navegar por aguas profundas, se apoya en sus brazos extensibles para estabilizarse en las labores antes citadas; por tanto, como máximo, puede trabajar a una profundidad que puede llegar según modelos hasta los 6 m.

5.3. Barcaza segadora de herbáceas y leñosas (*Aquatic Wedd Cutters*)

El modelo que se describe a continuación se denomina *Swamp Devil*, de Aquatics Systems y es el único encontrado con la capacidad de moler herbáceas y maleza leñosa. Esta segadora se empleó con éxito en 1999 para eliminar el Jacinto de agua o Camalote (*Eichhornia crassipes*) en el Lago Victoria (Kenia).

Descripción: Es un pontón accionado a motor, de mayor tamaño y potencia que la segadora citada anteriormente y con una cabina para proteger al maquinista. En la parte frontal se disponen dos hélices circulares con 6 cuhillas cada una. Estas tienen la doble función de desplazar a la embarcación por el agua y triturar la vegetación acuática. Detrás de las cuchillas la embarcación dispone de una pantalla protectora con el objetivo de evitar los impactos directos de la molienda (figura 8).



Figura 8. a) Vista frontal de la embarcación, detalle de cuchillas y la pantalla protectora detrás éstas. Foto: Aquarius Systems. b) Vista lateral de la embarcación triturando la vegetación. Foto: Aquarius Systems.

Operatividad: Esta barcaza está diseñada para eliminar vegetación leñosa y herbácea, especialmente diseñada cuando la densidad es muy elevada o el material es muy leñoso y grueso (puede seccionar vegetación leñosa de hasta 15 cm de diámetro). Las cuchillas tienen un diámetro de 2,4 m y la potencia del motor es de 230 CV. Para completar el trabajo citado anteriormente en el Lago Victoria se empleó la máquina que se describe a continuación.

5.4. Recolectora de maleza acuática (*Aquatic Weed Harvester*)

Descripción: Esta embarcación a motor está montada sobre un pontón rectangular, sobre la que se sitúa la cabina de mando. Puede estar autopropulsada con un motor fuera borda en popa o con dos ruedas de paletas laterales accionadas a motor. Esta máquina se caracteriza por disponer en la proa de una apertura cuadrangular que sobresale de la embarcación, con la capacidad de subir y bajar del agua. En los bordes de ataque de esta estructura, exceptuando el de arriba, se sitúan normalmente unas sierras mecánicas que cortan la maleza si fuera necesario. En la base de esta estructura dispone de una cinta transportadora que va recogiendo la maleza para depositarla en la bodega de la propia máquina, cuando ésta se llena se libera la carga mediante otra cinta que expulsa los restos vegetales por la popa (Fig 9). Estas máquinas disponen de aparatos o embarcaciones accesorias para que resulte más efectiva la descarga del material cosechado. Por ejemplo, barcazas

de transporte que se acoplan a la cosechadora y retiran el material de la máquina con facilidad o incluso citas transportadoras situadas en la orilla que descargan a su vez en un camión o un área de almacenaje de restos.



Figura 9. a) Detalle de zona de carga con la cinta trasportadora y las cuchillas de sierra frontales de la "Cosechadora de malezas acuáticas". Foto: Inland Lake Harvester, Inc. b) Detalle de la descarga de material cosechado mediante cinta trasportadora trasera a un camión. Foto: Aquarius-System Inc.

Operatividad: La función principal es la de recoger o recolectar todo tipo de vegetación acuática ya sea flotante o fijada a los fondos limosos. Es ideal para ecosistemas lénticos, aunque también para algunos lóticos de aguas tranquilas como los tramos bajos incluso medios de ríos muy regulados, donde proliferan este tipo de plantas. Esta máquina se complementa perfectamente con la anterior, ya que puede recoger grandes cantidades de desechos vegetales. En el caso del Lago Victoria (Kenia), todos los restos vegetales del Jacinto de Agua procedentes de la trituración, se recogieron con esta embarcación mejorando notablemente los rendimientos de retirada de desechos realizados con otras máquinas. En el mercado existen diversos modelos según el fabricante (tabla 3).

LISTADO DE FABRICANTES Y DE MÁQUINAS

Este listado no pretende recoger a todos los fabricantes por tipo de maquinaria. Se han escogido algunos por ser representativos.

RETROCARGADORA, RETROPALA O MIXTA

- http://www.jcb.com/products/MachineProduct.aspx?PID=208&RID=1

MINICARGADORAS

- http://www.bobcat.eu/bobcat/products/loaders/loaders.page?

MINIEXCAVADORAS

- http://www.mzimer.com/espanol/productos/miniexcavadoras.asp
- http://www.lonking.es/1-excavator.html
- http://www.jcb.com/products/MachineOverview.aspx?RID=4
- http://www.hyundai.eu/products/mini-midi-excavators/

RETROARAÑAS

- http://www.euromach.com/public/homepage.aspx
- http://www.kaiser.li/en/international/excavators/home/portrait-of-business-area/

RETROARAÑA ANFIBIA

- http://www.menzimuck.com/esp/produktegruppe/wasser.html

EXCAVADORA ANFIBIA DE GRANDES DIMENSIONES

- http://www.bagger-amphibien.de/amphibische_bagger_es.html
- http://wilcomarshbuggies.com/models.htm
- http://www.eikengineering.com/amphi_trex.htm
- http://www.remu.fi/

EXCAVADORA ANFIBIA PEQUEÑAS DIMENSIONES

- http://www.osmasnc.com/prodotto.php?idp=48

EXCAVADORA ANFIBIA CON 3 RUEDAS

- http://www.mclaneexcavating.com/amphibious_excavator.htm
- http://www.aquarius-systems.com/Pages/65/excavators.aspx

LANCHA SEGADORA DE HERBÁCEAS

- http://www.osmasnc.com/prodotto.php?idp=47

MÁQUINA ANFIBIA MULTIFUNCIONAL

- http://www.conver.com/amphibious
- http://www.doroteamekaniska.se/spain/truxor.html

EMBARCACIÓN PSEUDOANFIBIA DRAGADORA-EXCAVADORA

- http://www.watermaster.fi/spain/index.html
- http://www.normrock.ca/1/The_Amphibex/The_Amphibex

BARCAZA SEGADORA DE LEÑOSAS Y HERBÁCEAS

- http://www.aquarius-systems.com/Pages/55/cutters.aspx
- http://www.water-hyacinth.com/

COSECHADORA DE MALEZA ACUÁTICA

- http://www.aquarius-systems.com/Pages/53/weed_harvesters.aspx
- http://www.conver.com/weedharvesters
- http://www.aquatractor.com/
- http://www.inlandlakeharvester.com/products/ilh100_mini.html





Aliso (*Alnus glutinosa*). Foto: Mafalda Pereira.
Odonato anisóptero (*Aeshma mixta*). Foto: Laia Jiménez.

4.1 REHABILITACIÓN EN EL GUADAJIRA (EXTREMADURA)

ACTUACIONES DE REHABILITACIÓN FLUVIAL EN UN TRAMO DEL RÍO GUADAJIRA (EXTREMADURA)

Jerónimo Carrascal-Tirado[1], María A. Pérez-Fernández[2] y Luís R. López-Fernández[1]

[1]Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental. Junta de Extremadura. Ctra. de Portugal, E-06800 Merida.
jcarrascalt@gmail.com

[2]Área de Ecología. Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales. Universidad Pablo de Olavide de Sevilla.
Carretera de Utrera Km 1, E-45013 Sevilla

RESUMEN

La Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental de la Junsta de Extremadura, en el marco del proyecto Ricover (Interreg IVB-Sudoe), ha completado un proyecto de rehabilitación ambiental de las márgenes y riberas que constituyen parte del dominio público hidráulico, en un tramo del río Guadajira, en la cuenca del río Guadiana, con el fin de llevarlo a un adecuado estado ecológico. Las actuaciones estabilizaron los taludes del cauce, mejoraron la estructura y la calidad del bosque de ribera incrementando su grado de naturalidad, y promovieron refugios para la fauna, además de corregir y compensar otros impactos residuales.

Palabras clave: restauración y rehabilitación fluvial, estado ecológico, taludes del cauce, bosque de ribera, refugios de fauna.

ABSTRACT

RIVER REHABILITATION ACTIVITIES IN A STRETCH OF THE RIVER GUADAJIRA (EXTREMADURA). The General Directorate for Environmental Quality and Assessment of the Junta of Extremadura, in the framework the Ricover proyect (Interreg IVB-Sudoe), has completed a proyect on the environmental restoration of river banks, the Guadajira river is part of the public hydraulic domain, in a stretch of the river Guadajira in the Guadiana River Basin. The objetive was to return the river banks to an adequate environmental status. The completed actions stabilized slopes, improved the structure and quality of riparian forest by increasing its degree of naturalness, and promoted the creation of wildlife refuges, also correcting and compensating other residual impacts.

Key words: River restoration and rehabilitation, ecological status, rivers Banks, riparian forest, wildlife refuges.

1. INTRODUCCIÓN

Una adecuada gestión fluvial implica acciones encaminadas a mejorar y proteger uno de los ecosistemas acuáticos más vulnerables y necesarios para el mantenimiento de la diversidad biológica. Estas sinergias confluyen legislativamente en la redacción a nivel Europeo de la Directiva Marco del Agua (DMA) e implementadas en el Estado Español por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) a través de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR). El objetivo último de la Estrategia es exigir acciones que aseguren un buen estado ecológico en las masas de agua lóticas en el Estado Español. La rehabilitación o la restauración fluvial es la herramienta mediante la cual se ejecutan acciones para llevar a buen fin tales metas, siendo un proceso complejo que requiere una correcta planificación, puesta en marcha de actuaciones concretas, seguimiento y manejo (Nacional Rivers Authority, 1995).

En el marco del proyecto RICOVER (http://www.ricover.eu/), la Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental de la Junta de Extremadura, ha llevado a cabo varias actuaciones para recuperar un tramo del río Guadajira, afluente del Guadiana, con el objetivo final de facilitar su rehabilitación y devolverle el máximo grado de naturalidad y funcionalidad posibles. El tramo elegido del río Guadajira (afluente del Guadiana), presentaba un alto nivel de degradación, antropización y mal estado ecológico, imposibilitando la restauración fluvial real (CIREF, 2010). Así pues, se ha procedido a la rehabilitación de una tramo que comprende 640 m, con una manga lateral a su izquierda de 690 m, adoptando un conjunto de medidas factibles para su mejora (González de Tánago y García Jalón, 2007).

2. ÁMBITO DE ACTUACIÓN

El río Guadajira es un afluente del Guadiana en la provincia de Badajoz, siendo el órgano responsable de su gestión la *Confederación Hidrográfica del Guadiana* (CHG). La CHG desarrolla planes de mejora de los cauces entre los que se encuentra el río Guadajira, para el que se han definido obras de restauración dentro del *Proyecto de Restauración de las Zonas Regables de Montijo y Lobón*. El órgano de cuenca mediante una cesión de derechos permite a la *Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental de la Junta de Extremadura* (DGECA), la ejecución de obras de rehabilitación fluvial en un tramo del río Guadajira, como a continuación se describe.

2.1 Ubicación de la obra de rehabilitación fluvial

El tramo de actuación se ubica en la Zona Regable de Lobón (figura 1), destinada a cultivos agrícolas de regadío, actividad que ha ido moldeando el paisaje con la finalidad de obtener la máxima superficie de tierras cultivables, en detrimento de las extensas llanuras aluviales, ahora inexistentes. El área de trabajo se caracteriza por una escasa pendiente, cuyo carácter meandriforme dio paso a perfiles rectilíneos flanqueados por altas motas que evitan el desbordamiento del río.

El tramo elegido se sitúa en el río Guadajira, a poco más de un kilómetro de su confluencia con el río Guadiana, siendo su régimen de alimentación, pluvial. El río ha sido fuertemente intervenido por el hombre, por la nueva presa situada en Villalba de los Barros (año construcción 2.010) y por las aportaciones estivales de agua, procedente del riego de las vegas. La actuación se divide en 3 tramos diferenciados (figura 2).

El primero (Tramo I) de unos 440 m de longitud, se sitúa por donde transcurren actualmente las aguas fluviales. Presenta un perfil longitudinal transformado por el hombre, para evitar el carácter meandriforme original del río (segundo tramo). El segundo tramo (Tramo II) es una manga de unos 690 metros de longitud, la cual está prácticamente desaparecida. El tercer tramo (Tramo III) de unos 240 m de longitud, se sitúa a pocos metros del primero, siendo su cauce natural.

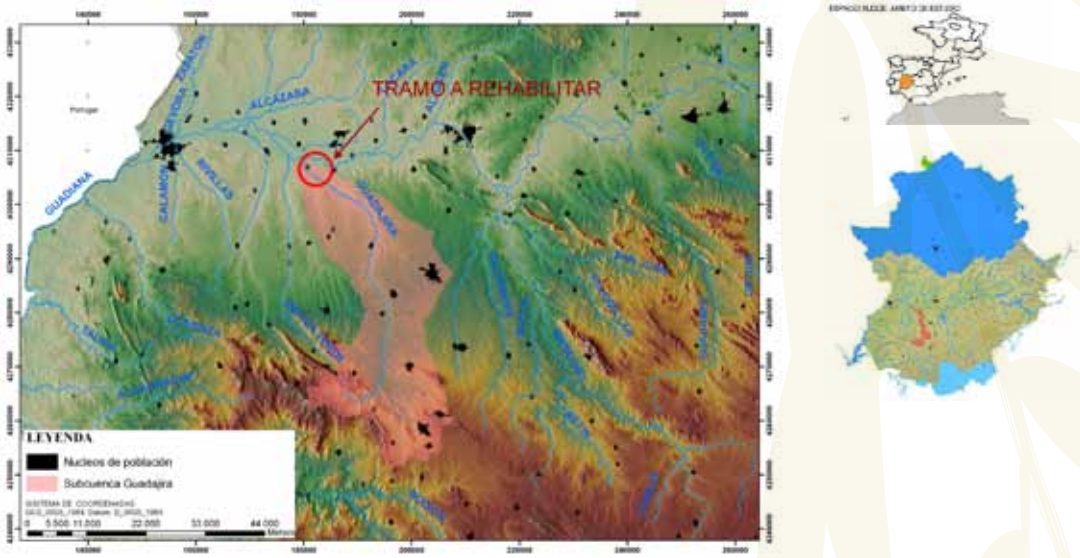


Figura 1. Ámbito de actuación de las obras de rehabilitación llevadas a cabo por la DGECA en el río Guadajira (Badajoz).

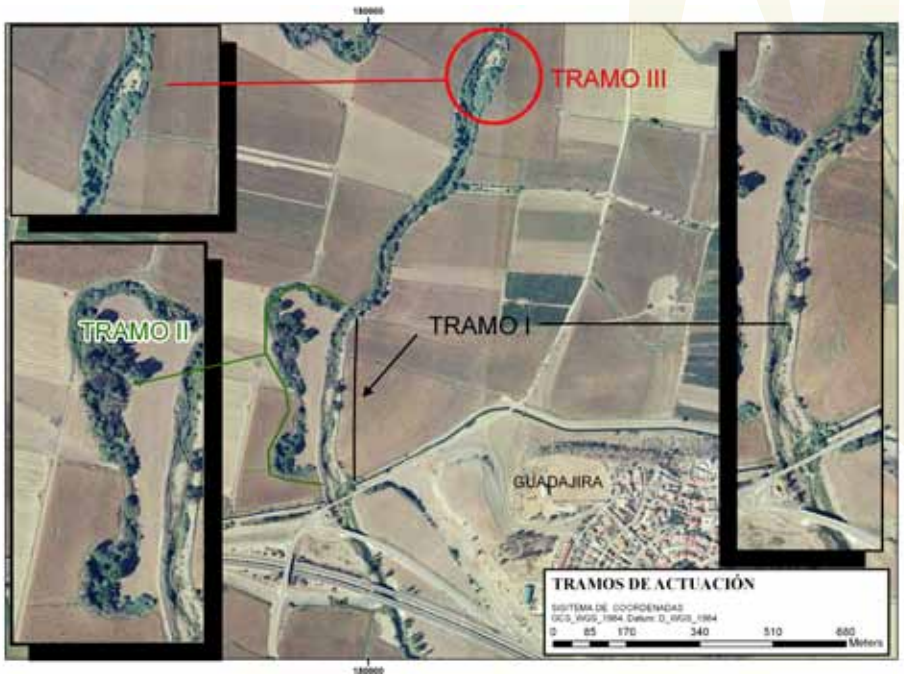


Figura 2. Definición concreta de los tramos a restaurar en el río Guadajira (Badajoz).

3. ESTADO ECOLÓGICO PREVIO A LA REHABILITACIÓN

En Octubre del 2.010 se realizó una campaña de muestreo, justo antes de comenzar la obra de rehabilitación fluvial, cuyo objeto fue determinar el Estado Ecológico (DMA) en que se encuentra el primer tramo del río. A tal fin se emplearon los bioindicadores implicados en la Instrucción de Planificación Hidrológica de España (IPH, *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre*).

3.1 Clasificación del Estado Ecológico

La calidad ecológica se mide a través de bioindicadores. A su vez, la calidad de cada bioindicador se clasificó en función a las categorías establecidas en la IPH, y con las condiciones de referencia y límites de cambio de estado que se establecen para la tipología 101 (*ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana*). Se tuvieron en cuenta la calidad de cada uno de los parámetros analizados establecidos en los 3 grupos; físico-químico, hidromorfológicos y biológico (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortiga, 1988; Munné *et al*., 1998; Pardo *et al*., 2002; Alba *et al*., 2002), aplicándose el criterio *"one out, all out"* (DMA), seleccionándose el peor valor obtenido de los elementos de calidad por grupo (tabla 1). La Estado Ecológico de río Guadajira en este tramo resultó ser *"Deficiente".*

Tabla 1. Estado ecológico del río Guadajira (según Instrucción de Planificación Hidrológica, IPH), aplicando el criterio de evaluación de la DMA, "one out, all out" (DMA).

Calidad físico-química			Estado hidromorfológico		Calidad biológica		Estado ecológico
Oxígeno (mg/L)	Conductividad (µS/cm)	pH	IHF	QBR	IBMWP	IPS	
7,2	1920	7,24	59	0	39	3,4	DEFICIENTE
Bueno	Inferior a bueno	Muy bueno	Muy bueno	Malo	Moderado	Deficiente	
Inferior a buena			Malo		Deficiente		

Los valores de los nutrientes (amonio, nitratos y fósforo total) se evaluaron conforme a la tabla 11 de la IPH, (tabla 2), superando con creces los límites máximos permitidos.

Tabla 2: Valores de nutrientes medidos en el tramo I del río Guadajira, tabla 11, IPH.

Amonio (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Fósforo total (mg/L)
1,6	79	0,7
Inferior a bueno (Límite bueno <1)	Inferior a bueno (Límite bueno < 25)	Inferior a bueno Límite bueno < 0,4

Los indicadores hidromorfológicos, *Riparian Quality Index* (RQI, tabla 3) y *Riparian Forest Evaluation* (RFV, tabla 4), referentes a la calidad del bosque de ribera, no están contemplados en le IPH, pero se analizaron para complementar el estudio hidromorfológico (González *et al*., 2006; Magdalena *et al*., 2010). El resultado fue "*malo"* (puntuación de RQI, 16 sobre 120; puntuación de RFV, 6 sobre 20) igual que ocurriera con los resultados de los parámetros de la IPH.

Tabla 3. Valores obtenidos para el Riparian Quality Index (RQI) en el tramo I del río Guadajira.

Componentes del índice RQI	Valoración	Estado
1. Continuidad longitudinal de la vegetación riparia natural (estrato arbóreo y arbustivo)	2	Malo
2. Dimensiones en anchura del espacio ripario con vegetación natural asociada al río (vegetación leñosa y helófitos)	1	Malo
3. Composición y estructura de la vegetación riparia	3	Malo
4. Regeneración natural de la vegetación riparia (estrato arbóreo y arbustivo)	7	Bueno
5. Condición de las orillas	1	Malo
6. Conectividad lateral de la ribera con el cauce	1	Malo
7. Permeabilidad y grado de alteración del relieve y el suelo ripario	1	Malo
Valoración final RQI:	16	Muy pobre

Tabla 4. Valores obtenidos para el Riparian Forest Evaluation (RFV).

Componentes del índice RFV	Valoración	Estado
1. Continuidad longitudinal del bosque de ribera.	1	Malo
2. Continuidad transversal del bosque de ribera.	1	Malo
3. Complejidad del bosque ripario.	1	Malo
4. Regeneración del bosque ripario	3	Malo
Valoración final RFV:	6	Malo

La ictiofauna, no incluida por la IPH para la clasificación del estado ecológico, fue analizada conforme a lo establecido en la tabla 8 de la IPH, que hace referencia a la proporción de individuos de especies autóctonas (Doadrio, 2002). Poniendo de manifiesto una vez más el mal estado ecológico, ya que el 46 % de las especies muestreadas fueron alóctonas (tabla 5 y figura 3).

Tabla 5. Ictiofauna muestreada en el tramo I del río Guadajira. (VU:vulnerable).

Especies	Abundancia relativa	Especie nativa	Doadrio, 2002
Barbo comizo (Luciobarbus comizo)	3	Sí	VU
Calandino (Squalius alburnoides)	1	Sí	VU
Cachuelo (Squalius pyrenaicus)	2	Sí	VU
Alburno (Alburnus alburnus)	4	No	-
Gambusia (Gambusia holbrooki)	2	No	-
Pez sol (Lepomis gibbosus)	1	No	-

a



b



Figura 3. a) Pesca eléctrica en el río Guadajira, b) Ejemplares de barbo comiza y percasol. Fotos: Ambisat.

Debido al estado ecológico en el que se encuentra el tramo estudiado, podremos llevar a cabo únicamente actuaciones destinadas a mejorar parcialmente el río (CIREF, 2010), debiéndose efectuar por tanto obras de rehabilitación y no de restauración.

4. DESCRIPCIÓN DE LOS TRAMOS A RESTAURAR

La vegetación de ribera en los tres tramos que se describen queda confinada a la zona de Dominio Público Hidráulico (DPH), debido al conflicto de intereses existente entre los agricultores y la vegetación de ribera, saldándose favorablemente para los primeros. Los terrenos colindantes a los tres tramos son de titularidad privada y de uso agrícola. Las especies arbóreas presentan todas las clases naturales de edad.

4.1 Tramo I

Coincide con el cauce actual del río. Transcurre entre dos motas con una altura media de aproximadamente 4 metros, respecto del cauce. La anchura del DPH o distancia entre motas es de 40 metros, formando un perfil rectilíneo y siendo el lecho fluvial en su nivel habitual de 8 metros.

Este tramo es el único en el que se hizo el muestreo para el análisis de los bioindicadores, debido a que las aguas discurren por su cauce, cosa que normalmente no ocurre en los otros dos tramos (figura 3).

A excepción de algunas herbáceas la vegetación queda relegada, a los taludes del río conformados por las motas, siendo su presencia, estructura y calidad deficiente o mala, tal y como demuestran todos los índices de calidad de ribera evaluados (QBR, RVF y RQI). Entre esta vegetación encontramos alternando la autóctona como el sauce blanco (*Salix alba)* y el sauce cenizo *(Salix atrocinerea),* la zarzamora *(Rubus ulmifolius),* el taray *(Tamarix africana)*, con especies alóctonas como el eucalipto (*Eucaliptus globulus)*, manchas dispersas de cañas (*Arundo donax)* y alguna morera puntual *(Morus nigra)*. El IHF es el único índice, hidromorfológico, que no ofrece un dato de mala calidad, poniéndose de manifiesto el buen dato obtenido en el índice biológico, IBMWP (tabla 1). No ocurre así el de IPS, ya que los parámetros físico-químicos superan los límites mínimos exigidos por la DMA, tanto en conductividad como en nutrientes (tabla 2). Existen alteraciones en los taludes y márgenes del río debido a que el agua en época de crecidas golpea y erosiona algunos puntos del mismo debido a la falta de cobertura vegetal y a una morfología muy antropizada (tabla 3 y 4).

4.2 Tramo II

En la ortofoto de 1956, “vuelo americano”, se observa como el río recorría este tramo meandriforme, ahora prácticamente desaparecido, situado en el margen izquierdo del tramo de río anterior (tramo1). La anchura de DPH, oscila entre los 15 y los 80 metros dependiendo de zona, la profundidad de calado es muy variante, siendo prácticamente nula en la conexión con el río actual.

La vegetación existente es abundante, cubriendo casi toda la amplitud de la zona de DPH, entre arbustos y árboles. El estrato arbustivo está conformado principalmente por grandes estructuras de zarzamora (*Rubus ulmifolius)*, que pueden alcanzar los 4 metros de altura e incluso dominar todo el lecho del antiguo río (figura 4), exceptuando las zonas donde se encuentra la caña (*Arundo donax)*. El estrato arbóreo autóctono es profuso, aunque se encuentra algo deteriorado, debido a la ausencia de agua y a los reiterados incendios para ganar terreno a la manga. Este estrato está compuesto principalmente por olmos (*Ulmus minor)*, chopos (*Populus alba* y *Populus nigra)*, y sauces blancos y cenizos *(Salix alba* y *Salix atrocinerea),* aunque también se encuentra de forma puntual, vegetación alóctona representada por eucaliptos (*Eucaliptus globulus),* y cinamomos *(Melia azedarach*).

a b



Figura 4. a) Una zona del tramo II, cubierto por Zarzas antes del tratamiento silvícola; b) (05/08/2010) y después (23/03/2011). Fotos de Jerónimo Carrascal.

En este tramo existe una acumulación muy importante de materia orgánica muerta debido a que las aguas ya no discurren por el meandro; aparecen también numerosos y variados residuos procedentes de las explotaciones agrícolas.

4.3 Tramo III

El río en esta zona ha creado una isla a partir de una barra de arena central, que divide el cauce en dos. Por un lado discurren las aguas ordinarias y el otro resulta inundado en épocas de crecida, siendo éste último tramo del río objeto de la actuación de la DGECA. La anchura total es de unos 70 metros, teniendo la zona a restaurar una anchura de 35 metros.

La vegetación existente está conformada prácticamente por un cañaveral (*Arundo donax)*, que cubre casi toda superficie del tramo (Fig 5). La vegetación arbórea, testimonial, está conformada, principalmente, por eucaliptos (*Eucaliptus globulus)* y sauces blancos (*Salix alba),* que se sitúan en hilera a lo largo de 60 metros del margen del talud. En el centro de la isla aparecen algunos pies de sauce blanco y algún ejemplar de morera negra *(Morus nigra).* La vegetación arbustiva está

ausente debido al efecto asfixiante de la caña que alcanza portes arbustivos. No obstante de forma puntual se puede observar algún ejemplar de taray *(Tamarix africana).* En este tramo proliferan herbáceas típicas de sitios muy nitrificados, sobre todo de la familia de las solanáceas como el tabaco moruno *(Nicotina glauca)*, o el estramonio (*Datura stramonium)*, así como algunas especies agrícolas, evidenciando el afán de los agricultores por ganarle terreno al río.

En este tramo, como en el anterior, la acumulación de materia orgánica muerta es muy importante, pero en este caso si fluyen las aguas en periodos de crecidas, ocasionando inundaciones debido a taponamientos en puentes y badenes, precisamente como consecuencia de la acumulación y arrastre de dicha materia.

5. OBJETIVO DE LA ACTUACIÓN

En este proyecto se ejecutaron las obras y actuaciones pertinentes para mejorar hidromorfológicamente los tramos a restaurar, eliminando la vegetación alóctona fomentando la autóctona y estabilizando los taludes con diferentes técnicas de bioingeniería. Igualmente se pretendía reducir las frecuentes inundaciones al realizar labores de limpieza del cauce (recogida de basuras y de materia muerta) y al disminuir la mota en la conexión del tramo I con el meandro (tramo II) con lo que se facilitaba la evacuación de agua en época de crecidas.

La plantación de vegetación autóctona tanto en los márgenes como en la zona de servidumbre, actuará de filtro disminuyendo en parte los nutrientes procedentes de las aguas del regadío, y con ello contribuyendo a mejorar los parámetros físico-químicos del agua (Peterjohn y Correll, 1984; Brunet *et al*., 1994).

Se complementaron así mismo actuaciones de mejora para la fauna mediante la creación de zonas de refugio, tanto dentro del cauce como en sus orillas; también se colocaron cajas nido para favorecer el refugio de la avifauna (Volcam, 2007).

6. ACTUACIONES SELVÍCOLAS

Todas las actuaciones de tratamiento selvícolas se realizaron entre los meses de noviembre y diciembre, respetándose en todo momento la legislación autonómica en materia ambiental (*DECRETO 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, Ley 6/2010, de 24 de marzo, de modificación del texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero),* así como los condicionantes del informe de impacto ambiental emitido por el *Servicio de Protección Ambiental de la Junta de Extremadura* para la obra del proyecto de "Restauración de Riberas dentro del Proyecto Ricover en el Río Guadajira" objeto del presente estudio.

6.1. Eliminación de cañas, zarzas y herbáceas

Se procedió a la eliminación total de los cañaverales y parcial de las zarzas. Esta actuación fue ejecutada manualmente por operarios cualificados, mediante motodesbrozadora (figura 5). En los sitios donde el terreno y la vegetación lo permitían, se hizo limpieza mecanizada con el auxilio de una maquina ligera, mini-retroexcavadora (M.Z. IMER mod. 35 VX de 3.5 t, giratoria, provista de cabezal desbrozador de cadenas) y en todo momento se respetaron las especies autóctonas. Las zarzas se dejaron en algunos sitios por su función de retención del suelo y para respetar zonas de refugio para la fauna. Para evitar la propagación de las cañas, estas fueron tratadas 2 veces, con glifosato (36 g/l de concentración) aplicando soluciones al 3 %. Estas operaciones se completaron en los meses de mayo-junio y octubre del 2.011, con una altura de 1 metro aproximadamente. Se aplicó el producto manualmente pulverizando con mochila las hojas rebrotadas, utilizándose pantallas o campanas de protección en la lanza para minimizar la dispersión del fitocida. La contaminación fue mínima ya que en ningún momento la caña tratada estaba en contacto con el agua, el tratamiento se aplicó en los tramos I y II.

Los restos triturados de las zarzas fueron esparcidos por el entorno fluvial, retirándose los procedentes de las cañas, sobre todo rizomas, para su posterior transporte a puntos separados del río para su quema, tal y como se recoge en la normativa en materia de incendios forestales del *Plan INFOEX*.

a b



Figura 5. a) Tramo III, cubierto por zarzas antes del tratamiento selvícola; b) (05/08/2010) y después (17/12/2010). Fotos: Jerónimo Carrascal.

6.2 Cortas, podas, y eliminación de pies exóticos.

Estos tratamientos selvícolas fueron igualmente realizados manualmente por operarios especializados mediante motosierras y motodesbrozadoras. La maquinaria se utilizó (miniretroexcavadora) para la extracción de grandes tocones en el cauce.

Las cortas de arbolado consistieron en “claras y clareos”, de especies autóctonas. Éstas se realizaron con carácter de mejora, policía y saneamiento para eliminar pies secos, enfermos o decrépitos; de esta manera se favorece el desarrollo de los dominantes y se disminuye la competencia intra e interespecífica en algunos puntos del tramo II, que es donde se presentaba densidades elevadas, sobre todo algunas manchas de olmos. Las podas realizadas en estas mismas especies fueron fitosanitarias y de formación, eliminando ramas secas o mal formadas, favoreciendo la aireación dentro de la copa y la entrada de luz.

La eliminación de los eucaliptos se realizó buscando la mejora en las condiciones ambientales del ecosistema ripario, y no simplemente para su erradicación, ya que a pesar de su carácter alóctono

estabilizan las márgenes de la ribera y sombrea el cauce. Además, su grandes dimensiones contribuyen al refugio de la fauna. En su eliminación se procedió a cortar el tronco a ras de suelo, tratándose el tocón con glifosato (36 % de concentración) inmediatamente después, mediante embadurnado con brocha.

Los pocos cinamomos *(Melia azedarach*), fueron cortados a ras de suelo, no siendo tratados con herbicida dado que esta especie carece de regeneración vegetativa. Se respetaron las moreras negras *(Morus nigra)* ya que se encuentran ubicados en puntos estratégicos, conteniendo taludes y dando sombra al suelo.

Los restos de podas y cortas de arbolado fueron apilados en puntos alejados del río para ser quemados tal y como se recoge en la normativa en materia de incendios forestales del *Plan INFOEX*, exceptuando una selección de ramas y trozas de sauce blanco (*Salix alba*) que sirvieron para la estabilización de taludes aplicando técnicas bioingeniería.

6.3 Retirada de escombros, basuras y restos vegetales

Tras la limpieza del cauce se retiraron todas las basuras encontradas en el cauce y sus inmediaciones. De esta forma se reducía el impacto paisajístico originado por la existencia de residuos de origen antrópico y se preparaba el terreno para las nuevas plantaciones.

En el cauce de los tramo II y III se encontraron grandes acumulaciones de materia orgánica muerta, principalmente árboles muertos de sauce blanco procedente de avenidas de agua atrapados en los cañaverales y zarzales. Toda esta materia se retiró del río con la ayuda de la miniretroexcavadora, y fue posteriormente utilizada en la estabilización de taludes.

7. REBAJA DE MOTA EN CONEXIÓN CON EL MEANDRO

Para recuperar parcialmente el meandro (tramo II) se procedió a la rebaja de la mota, sobre 1,5 metros de profundidad. Las dimensiones de la extracción fueron de 15 x 15 metros, tanto en la primera entrada al canal como en la segunda (figura 6). El volumen total de la extracción ascendió a 700 metros cúbicos que fueron destinados a contención de algunos taludes. Se empleó para acometer esta actuación una mini-retroexcavadora (M.Z. IMER mod. 35 VX de 3.5 t, giratoria), provista de cazo.

a



b



Figura 6. Rebaja de la mota para conectar parcialmente el tramo I con el tramo II. Fotos: Jerónimo Carrascal.

El objetivo último es recuperar alguna función del meandro, siendo ésta la de aliviar en época de crecidas el caudal del río, evitando las inundaciones que suelen suceder en la zona.

8. ESTABILIZACIÓN DE TALUDES

Se pretendió contener los taludes erosionados que requerían de medidas urgentes de contención (Schiechtl, 1986). Dada la naturaleza del terreno fue necesario aplicar diferentes técnicas de bioingeniería dependiendo de las características morfológicas del tramo (Magdaleno, 2008; Helgard, 2007) y tratando de que éstas tuvieran el mínimo coste posible. Por tanto se recurrió al uso de todos los recursos materiales que ofrecía el río, así como otros materiales económicos, probándose técnicas distintas para evaluar cuales resultan ser las más exitosas (tabla 6). Estas técnicas de estabilización (Bosch, y Argimón, 2000) se ejecutaron en el mes de enero e incluyeron:

Tabla 6. Técnicas de bioingeniería empleadas en la rehabilitación de los distintos tramos del río Guadajira (Badajoz).

Técnicas aplicadas		Tramo	Longitud total(m)
Fajinas	sobre tocones	II y III	50
	sobre estacas vivas	I, II y III	50
Empalizada trenzada	Sauce blanco	I, III	80
	Sauce cenizo	III	80
Lecho de ramas		I	30
Estera de ramaje		I	15
Biorrollo		I y III	50
Manta orgánica de coco		I	20

Empalizada trenzada de sauce blanco (figura 7b). Esta técnica se realizó clavando estacas vivas de sauce (10 cm de diámetro), cada medio metro aproximadamente, a continuación se entrelazaron las ramas vivas (recolectadas de los sauces del propio río), largas y flexibles, presionándose hacia abajo después de entrelazarse.

a



b



Figura 7. a) Talud antes de aplicar la empalizada, b) Empalizada trenzada de sauce en tramo III. Fotos: Jerónimo Carrascal.

Empalizada trenzada de sauce cenizo. Se realizó igual al anterior, pero con otra especie de sauce procedente del propio río.

Fajinas de trozas sobre tocones (figura 8a). Se emplearon trozas de árboles muertos en unos casos y vivos en otros, todos procedentes de los trabajos selvícolas y de limpieza del propio cauce. Se colocaron las trozas longitudinalmente en el talud sujetándose con los tocones de los sauces blancos y de los eucaliptos cortados.

Fajinas de trozas sobre estacas vivas. Igual que el anterior pero sujetas al talud con la ayuda de estacas vivas de sauce blanco, diámetro medio de 10 cm, procedente de los trabajos de poda. Colocándose las fajinas bien en vertical o tumbadas sobre el talud (figura 8b).

a



b



Figura 8. a) Fajina de trozas sobre tocones, b) Fajinas de trozas sobre estacas vivas. Fotos: Jerónimo Carrascal.

Colocación de biorrollos de fibra de coco, de 40 cm de diámetro (figura 9a), contenidos por estacas de sauce vivo y muerto, colocados verticalmente.

Manta orgánica de coco. Se ancló en la parte alta de la mota excavando una zanja de 15x15 m, con una hilera de grapas separadas 0,50 cm, aproximadamente. Se desenrolló la manta longitudinalmente a lo largo del talud, sin tensar, procurando que permaneciera en pleno contacto con el suelo, facilitando su adherencia y el crecimiento de las plantas a través de ella. Se volvió a fijar al suelo con grapas esta vez en la parte baja de la manta. Los solapes de las tiras de manta fueron de 10 cm, grapándose lateralmente cada metro.

Lecho de ramas escalonadas. Esta técnica se realizó con estaquillas de sauce blanco, de 5 cm de diámetro y 50 cm de longitud aproximadamente. Se escavó una zanja longitudinal al talud, con un ángulo aproximado de 10 % respecto a la horizontal, a continuación las estaquillas se colocaron con una densidad moderada, presionándolas en el talud (respetando la polaridad, es decir, clavando el extremo inferior de la estaca) y enterrándolas (con la tierra excavada) en la zanja, dejando fuera 1/5 de su longitud. Esto se repitió 3 veces a modo de escalones en el talud del río.

Estera de ramaje. Se realizó con ramas de 2-3 metros de longitud de sauce blanco, recolectadas de ejemplares del propio río. Se tumbaron sobre el talud (perpendicular a la dirección de la corriente) como si fuera una estera o alfombra, dejando la base de las ramas enterradas (con piedras, a modo de contrapeso) en una zanja y en contacto con el agua. Las ramas se sujetaron con la ayuda de un alambre que se iba tensando mediante estacas vivas de sauce, colocadas cada metro perpendicularmente al talud.

a



b



Figura 9. a) Colocación de biorollo con estacas vivas de sauce blanco, b) *Buffer* de plantación de arbustos espinosos y especies arbóreas. Fotos: Jerónimo Carrascal.

9. PLANTACIONES Y DENSIFICACIONES

Las plantaciones se realizaron con especies arbóreas y arbustivas que potencialmente deberían estar presentes en la ribera (Aranzazu y Arizpe 2008; Arizpe *et al*., 2009; López, 2007). Las plantas proceden de viveros (Aplifoex S.L.U. en Torremayor provincia de Badajoz) con material genético de la zona. Las plantaciones deben ocupar todo el corredor fluvial, desde la lámina de agua cuando entre, hasta la parte más alta de la mota; en la parte más próxima de la mota se repobló con alisos, sauces y fresnos, y la parte más alta de la mota, con chopos. Estos últimos se plantaron en las zonas donde fue eliminada la caña, al ser la especie que más rápidamente sombrea el suelo. Fue necesario emplear un mayor número de plantas en los tramos I y III, por ser más deficientes en vegetación. Las plantaciones se efectuaron en el mes de enero, creando módulos de plantación "tipo", *buffers* o bandas de vegetación riparia (9b) y densificaciones de especies arbóreas (figura 10).

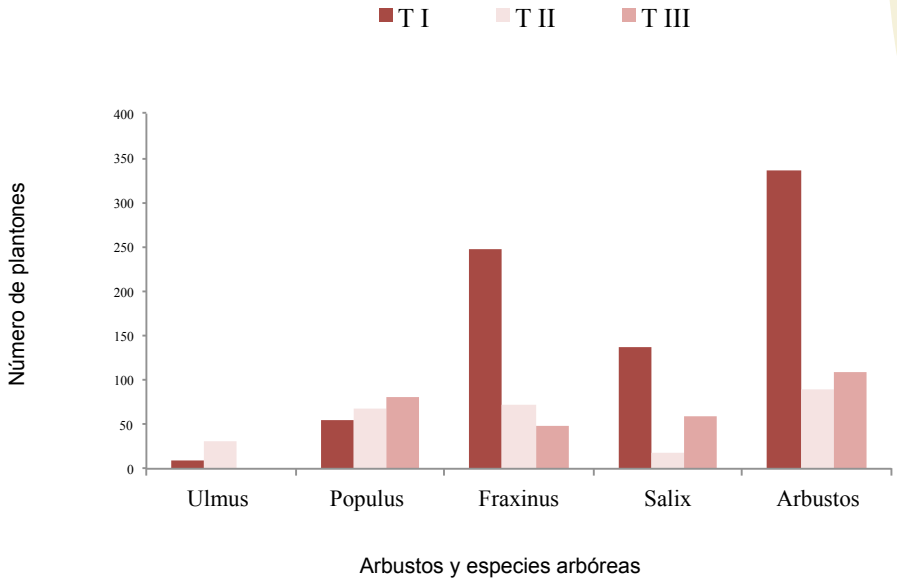


Figura 10. Número de plantones de cada especie según tramo de actuación.

9.1 Módulos de plantación

Se diseñaron tres módulos de plantación (saucedas, choperas y fresnedas), cada uno de ellos con diferentes especies, de tal manera que diversificara la vegetación plantada (arbórea y arbustiva). Cada módulo ocupa una superficie de 100 metros cuadrados, intentando distribuirlos de forma aleatoria, ya que produce un mayor efecto de naturalización. El empleo de módulos de 100 m^2 simplifica la ejecución de la obra (tabla 7).

Tabla 7. Especies usadas en cada uno de los módulos de plantación y en la banda de vegetación riparia *"Buffer"* usadas en la restauración del río Guadajira.

ESPECIES	MODULOS (100 m^2)			Buffer 0,6 ha	Otras plantaciones
	36 "A".Nº plantas	46 " B". Nº plantas	3 "C". Nº plantas	Nº de plantas	Nº de plantas
Salix alba	2	-	-	-	
Salix salviifolia	6	-	-	-	
Salix atrocinerea	2	-	-	-	
Fraxinus angustifolia	-	4	-	133	185
Tamarix africana	-	1	-	34	40
Myrtus comunis	-	2	-	67	
Crataegus monogyna	-	3	-	100	20
Rosa canina	-	3	-	100	20
Populus alba	-	-	5	72	133
Ulmus minor				10	30
Alnus glutinosa	-	-	-	-	10

9.2 Buffer

Se plantó una franja de vegetación riparia, *buffers*, a lo largo del tramo I en su margen izquierda, que cumple una serie de funciones primordiales para la conservación del ecosistema ripario (actúa de filtro de partículas procedente del abonado de cultivos, controla la erosión de escorrentía, crea corredor continuo de vegetación para el desplazamiento de especies faunísticas, etc.). Según los distintos estudios sobre bandas protectoras se considera suficiente una anchura de 30 metros (Gonzalez del Tágano *et al* 1998), habiendo sido demostrada por (Doyle *et al,* 1997) la conveniencia de que la anchura de esta banda sea siempre superior a 10 metros, para una efectiva reducción de la llegada de nitratos al cauce.

Para el proyecto actual se definió una plantación de 15 metros de ancho con diferentes especies de las ya indicadas en los módulos definidos anteriormente (tabla 7). La particularidad de esta plantación respecto de los módulos es que este tipo de plantación se hizo de manera continua en 400 metros (figura 9b), realizándose una siembra manual a voleo de leguminosas y gramíneas (*Trifolium glomeratum, Poa annua*, *Poa bulbosa* y *Agrostis castellana*).

9.3 Desificaciones

El tramo II de la restauración presentaba suficiente vegetación por lo que únicamente se procedió a densificar, se plantaron su vez se densificaron algunos puntos de tramo II, con olmos y chopos, con ejemplares de 2- 3 savias (tabla 7).

10. ACTUACIONES PARA MEJORA DE LA FAUNA

Como se ha indicado uno de los objetivos de la rehabilitación es favorecer la reintroducción de la fauna en un entorno actualmente deteriorado. Las aves y murciélagos son frecuentes en nuestro entorno, que adicionalmente contribuyen al control de plagas de insectos, siendo éste el grupo elegido, y para el que se han llevado a cabo actuaciones. En concreto, se instalaron cajas nido fabricadas en "cemento de madera", creadas a partir de una mezcla de serrín de madera (75%), cal, cemento y varios aditivos, y que tienen gran durabilidad a la intemperie.

Las cajas se instalaron en los árboles, a una altura comprendida entre 2 y 5 metros, orientadas al sur, sur-este, evitando vientos dominantes. En concreto se instalaron 16 unidades para paseriformes (8 unidades para páridos y otras 8 para chochines), 5 unidades para rapaces nocturnas de tamaño medio (mochuelo común y autillo) y otras 5 unidades para murciélagos (figura 11b). En los márgenes del cauce del tramo I se instalaron 2 nidos de martín pescador *(Alcedo atthis)*.

a b



Figura 11. a) Plantaciones de chopos efectuadas en el tramo III, b) Caja nido para páridos ubicada en el tramo II. Fotos: Jerónimo Carrascal.

En el entorno del río además, se instalaron 3 plataformas para nidos de cigüeña (*Ciconia ciconia*), en las zonas de claros de vegetación. La plataforma, de madera de pino tratada, estaba formada por un poste de 7 m de altura y diámetro 22 cm. Sobre este poste se colocó una plataforma metálica de asiento de nido, de 90 cm de diámetro, con sistema de anclaje al poste.

11. CONCLUSIONES

Tal y como vemos en las tablas, los bioindicadores ponen de manifiesto el inicial estado de antropización en que se encuentra el río Guadajira. En la rehabilitación fluvial ejecutada los esfuerzos han ido encaminados principalmente a la mejora de los aspectos hidromorfológicos. En concreto se ha buscado la mejora de la estructura y calidad del bosque de ribera, así como de las márgenes del cauce. La calidad del agua, denunciada por los parámetros físico-químicos, debido a la contaminación del río resulta muy baja. Lamentablemente en un proyecto de estas características, limitado temporal y económicamente resulta imposible acometer actuaciones orientadas a la mejora de la calidad del agua mediante depuración, actuaciones que, por otro lado exigen un ámbito de actuación global, implicando a todo el conjunto de actores y políticas que ejercen influencia en la cuenca del río Guadajira. Los parámetros biológicos están muy relacionados con la depuración

de las aguas, por lo que obtener mejores resultados en este grupo de bioindicadores también es complicado sin actuaciones sobre la masa de agua.

Lo comentado anteriormente se pone de manifiesto en la campaña de muestreo efectuada seis meses después de la ejecución de las obras, la cual manifestó una leve mejoría de los índices hidromorfológicos QBR y RQI, sin embargo no se produjeron mejoras en los parámetros físico-químicos.

Las actuaciones de bioingeniería que se llevaron a cabo para contener y consolidar taludes cumplieron los objetivos con éxito, aunque no todas las técnicas fueron igual de efectivas, pudiendo analizarse las siguientes observaciones:

- Las fajinas realizadas fueron efectivas para contener el talud y evitar pérdidas del mismo, sin embargo aquellas que se realizaron alejados del nivel freático (más de 2 metros), es decir en la mota (tramos II y III), no rebrotaron, ni las contenidas con estacas vivas ni las zonas que se estaquillaron con sauces.
- Las empalizadas trenzadas de sauce blanco y cenizo efectuadas algo alejadas del nivel freático (tramos II y III) tampoco han revegetado. No obstante se observó que las ramas de sauce blanco fueron las únicas que revegetaron los taludes donde se colocaron, aunque no pudieron aguantar el periodo estival por no disponer de agua.
- Los biorrollos colocados verticalmente contuvieron los taludes adecuadamente, sin embargo no se pueden sacar más conclusiones ya que ardieron debido a un incendio originado por la quema de cultivos agrícolas después de la recolección (maíz) en el mes de septiembre. Este hecho es de mención ya que el biorrollo en verano es un combustible propagador de primer orden, que avivó y contribuyó a la extensión del incendio por la ribera, por tanto el gestor debe tener esto en cuenta si la ribera a restaurar es recurrente en incendios forestales o agrícolas.
- Las esteras de ramaje colocadas en el tramo I, así como las empalizadas trenzadas colocadas en esta zona han cumplido perfectamente con los objetivos marcados ya que después de pasar el periodo estival existe una rebrote importante de sauce en el talud.
- El lecho de ramas escalonadas no han sobrevivido al periodo estival, ya que se colocaron en la mota estando alejadas del cauce del río.
- Con respecto a la manta orgánica de coco se esperan buenos resultados ya que muy probablemente en la siguiente primavera contribuya a la germinación de semillas y cubran el talud donde se colocó.

Las repoblaciones arbóreas efectuadas a pesar de ser regadas en el periodo estival, ha sufrido bastantes marras ya que son ripícolas y muchas de ellas fueron colocadas en la mota, que en algunos puntos estaban a 4 metros de altura respecto al nivel freático, por tanto en estos casos hubiese sido conveniente efectuar las repoblaciones con especies menos exigentes hídricamente. Sin embargo aquellas colocadas a nivel freático o cerca del mismo han sobrevivido al verano y crecen con normalidad. Las especies de matorral han tenido más éxito que las arbóreas, pero han sufrido el pastoreo de ovejas y cabras, a pesar de estar protegidas por los protectores. Otro problema sufrido por las repoblaciones ha sido la contaminación por glifosato, al tratar los agricultores colindantes al río sus parcelas, para evitar la proliferación de hierbas y cañas, así como los incendios provocados por la quema de cultivos después de ser cosechados.

De todo esto se concluye que es necesaria la implicación directa de los propietarios colindantes al Dominio Público Hidráulico a la hora de realizar una Restauración de Riberas con ciertas garantías.

Las cañas eliminadas requiere de un mantenimiento continuado durante 4 ó 5 años, hasta que las especies arbóreas sombreen el suelo, ya que los desbroces, la eliminación del rizoma y los tratamientos con glifosato han contribuido a disminuir la densidad y la fuerza de crecimiento pero no ha erradicarlas.

Es pronto para poder sacar conclusiones con respecto a los refugios de fauna debiendo ser observados para ver su evolución.

12. AGRADECIMIENTOS

Nuestro especial agradecimiento para la Confederación Hidrográfica del Guadiana, especialmente al Jefe de Aplicaciones Forestales, Don Nicolás Cifuentes, por su apoyo desinteresado al proyecto desde su inicio. Su conocimiento en gestión de ríos ha sido fundamental a la hora de llevar a cabo todas las obras.

Los autores quieren también mostrar su agradecimiento al programa Interreg IV B Sudoe, por financiar el proyecto RICOVER, dentro del que se enmarcan todas las actuaciones descritas en este trabajo. A todos los socios del proyecto Ricover por contribuir a mejorar tanto las obras como este artículo.

13. BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR, J.; JAIME-CUÉLLAR, P.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; BONADA, N.; CASAS, J.; MELLADO, A.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ROBLES, S.; SÁINZ-CANTERO, C.E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M.L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M.R.; VIVAS, S. & ZAMORA-MUÑOZ, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.

ALBA-TERCEDOR., J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.

ARÁNZAZU, M. & D. ARIZPE. (ed.). 2008. *Manual de propagación de árboles y arbustos de ribera. Una ayuda para la restauración de riberas en la región mediterránea.* Generalitat Valenciana. València. 203 pp.

ARIZPE, D., MENDES A. & RABAÇA J. (ed.). 2009. *Sustainable riparian zones. A Management Guide*. Generalitat Valenciana. València. 287 pp.

BOSCH, J. & XAVIER ARGIMON, I. *Obras de bioingeniería*. Normas tecnológicas de jardinería (NTJ 12S PARTE 2, 3 Y 5).

CEDEX. 2008. *Informe Parcial: Propuesta de Catálogo Nacional de Reservas Fluviales*. (Clave CEDEX: 51-907-5-001). Madrid.

CEDEX. 2009. *Guía Visual Interactiva de la Vegetación de ribera española*. Acceso: 12 de Julio de 2009.

CIREF. 2010. *¿Qué es restauración fluvial?* Centro Ibérico de Restauración de Ríos. Notas Técnicas nº 4.

DOADRIO, I. 2002. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España.* Madrid MMA, CSIC.

ELOSENGUI, A. & DÍAZ, J. 2.009. *Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial. La vegetación terrestre asociada al río: el Bosque de Ribera*. Fundación BBVA, 315 pp.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., GARCÍA DE JALÓN, D., LARA, F. & GARILLETI, R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143.

HELGARD Z. 2007. *Ingeniería Biológica, Manual Técnico.* Federación Europea de Ingeniería del Paisaje.

LÓPEZ GONZÁLEZ, G. 2007. Guía de los árboles y arbustos de la Península Ibérica y Baleares. (Especies silvestres y las cultivadas más comunes). 3ª ed: Mundi-Prensa, Madrid.

MAGDALENO, F., MARTÍNEZ, R. & ROCH, V. 2010. Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil*, 157.

MAGDALENO, F. 2.008. *Manual de Técnicas de Restauración Fluvial*. CEDEX.

GONZÁLEZ DE TÁNAGO, M. & GARCÍA DE JALÓN, D. 2.007. *Guía metodológica para la elaboración de proyectos de restauración de ríos.* Ministerio de Medio Ambiente.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. *Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.*

MUNNÉ, A., SOLÀ, C. & PRAT, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.

NATIONAL RIVERS AUTHORITY. 1995. *River Habitat Survey. Field Methodology Guidance Manual.* National Rivers Authority, Bristol.

PARDO, I., ALVAREZ, M. CASAS, J., MORENO J. L., VIVAS, S., BONADA, N., ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., MOYA, G., PRAT, N., ROBLES, S., SUÁREZ, Mª. L., TORO, M. & VIDAL ABARCA, Mª. R. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-133.

PARLAMENTO EUROPEO & CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. 2000. Directiva 2000/60/CE *por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. Parlamento Europeo y del Consejo.

SCHIECHTL, H. M. 1986. *Manual de ordenación de cuencas hidrográficas. Estabilización de laderas con tratamientos del suelo y la vegetación*. Guía Fao Conservación 13 (1).

VOLCAM, Voluntariado Ambiental. 2.007. *Manual para construir cajas nido y otros artilugios similares*. Grup Ecologista Xoriguer.





Lecho fluvial con deposición de cantos rodados.
Aliseda, hábitat de interés comunitario de conservación prioritaria en la UE.
Fotos: Pedro Teiga.

4.2 PRECLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA

PRECLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA, UN INSTRUMENTO ORIENTADOR EN LA PLANIFICACIÓN DE ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN FLUVIAL: APLICACIÓN A LA REGIÓN DEL ALGARVE

Ana Barroso y Maria Teresa Ferreira
Centro de Estudos Florestais, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal. terferreira@isa.utl.pt

RESUMEN

Este trabajo tiene como objetivo la planificación de actuaciones de restauración fluvial en la región del Algarve, teniendo como base una metodología que permite una preclasificación del estado ecológico (PES). Esta metodología consiste en la adición indirecta, en las Masas de Agua predeterminadas a nivel nacional (MA), de presiones humanas locales y regionales que influyen en la salud de los ecosistemas fluviales. Se calibró la PES con el estado ecológico de las MA de la región del Algarve y se obtuvo una concordancia del 62,9%. La metodología PES manifestó ser un buen indicador para el estado ecológico, útil para masas de agua donde hay ausencia de datos de monitorización. A partir de los datos obtenidos (presiones individuales y agregadas, en diferentes niveles espaciales), se pueden proponer las medidas de recuperación fluvial necesarias para obtener el "buen estado" de cada masa de agua, orientando el proceso de planificación.

Palabras clave: preclasificación del estado ecológico, restauración fluvial, planificación ambiental.

ABSTRACT

ENVIRONMENTAL QUALITY PRECLASSIFICATION, A GUIDING INSTRUMENT IN THE PLANNING OF RIVER RESTORATION ACTIONS: APPLICATION IN THE ALGARVE REGION. This work focuses on the planning of river restoration activities in the Algarve region, based on a methodology that allows to identify the Predicted Ecological State (PES) for non-monitored waterbodies. This indirect method consists of adding local and regional human pressures that influence the health of river ecosystems using scoring tables and to produce a final score value translatable in ecological status. PES was calibrated with real data of biological elements used to determine the ecological status of WB in the Algarve region and obtained an agreement of 62.9%. The PES methodology has proven to be a good indicator of ecological status. From the data obtained (aggregate and individual pressures at different spatial levels) it is possible to propose river restoration measures required to achieve a "good" ecological status for each waterbody.

Keywords: pre-classification of ecological status, river restoration, environmental planning.

1. INTRODUCCIÓN

El concepto de estado de la Directiva Marco del Agua (DMA) es una expresión de la calidad, estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. El estado ecológico de una Masa de Agua (MA) se expresa sobre la base del concepto de desvío ecológico respecto a las condiciones definidas como condiciones de referencia, siendo éstas las más próximas posibles a las condiciones naturales originales y representando así referenciales de calidad. Los elementos de calidad se traducen en índices diferenciadores de las cinco clases de calidad requeridas por la DMA. Sin embargo, la realidad ecológica es compleja, ya que es multivariada y multiescalar. O sea, presiones diferentes actúan de forma diferente y obtienen respuestas diferentes del ecosistema. Para que se obtenga una restauración consecuente es necesario entender qué índices de calidad responden a qué variables de presión, sabiendo que para cada región y sistema fluvial éstas son substancialmente diferentes; por ejemplo, un área puede tener una gran actividad agrícola y otra sobre todo urbana; una presión urbana proximal no tiene el mismo efecto que un área urbana alejada de las masas de agua (MA), pero localizada en la cuenca de drenaje. En alguna fase de la planificación será preciso comprender, para la región en cuestión, qué índices de calidad inventariados sobre el terreno responden a qué variables y en qué magnitud responden.

Para muchas masas de agua, no existen elementos o monitorización de la calidad ecológica y química, siendo necesario pese a ello clasificar su estado. Esta clasificación (o más propiamente preclasificación) recurre frecuentemente al juicio pericial. La presente metodología propone un enfoque empírico e indirecto para el uso de las presiones humanas que contribuyen al estado ecológico.

El sistema fluvial es indisociable de la cuenca hidrográfica a la que pertenece, de tal forma que todos los procesos (materiales químicos, físicos y biológicos) originados en las actividades humanas (agrarias y urbanas) se reflejan de algún modo en el corredor fluvial y sus elementos y procesos ecológicos. Las presiones ejercidas por las actividades humanas pueden clasificarse como indirectas (cuenca y subcuenca hidrográfica) y directas (segmento, tramo). La formación del inventario de presiones que incluye esta metodología presenta otra ventaja, la de planificar las actuaciones de restauración a partir de mapas de presiones (dónde, cuáles y cómo).

La preclasificación del estado ecológico del sistema fluvial para cada MA, considerando los varios tipos de actividades humanas que afectan al sistema fluvial, es un estado “potencial” (*senso* predecible), que supuestamente representa el grado de alteración de la organización, estructura y función del ecosistema. Pero diferentes realidades biológicas y ecológicas presentan diferentes respuestas a la presión, y por ello la preclasificación se calibra conforme a las respuestas obtenidas en las masas de agua de la región, para las que existe una monitorización efectiva de los índices de calidad ecológica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Carga de presiones

Se han seleccionado variables que representan de forma exhaustiva los aspectos de la presión humana sobre la cuenca de drenaje y sobre el corredor fluvial. La preclasificación del estado de conservación fluvial pasa por un diagnóstico compuesto por tres ejes de presión: i) alteraciones de

la calidad del agua; ii) alteraciones de la morfología transversal y longitudinal del sistema fluvial; y iii) alteraciones de la cantidad del agua y ritmos de escorrentía (hidrometría y conectividad). La identificación y selección de variables de presión determinantes en los tres ejes se ha realizado según las presiones existentes en la región y la disponibilidad de datos.

Las variables se designan como K*i* y el valor final como KT, según el criterio metodológico también seguido en los Planes de Cuenca Hidrográfica de comienzo de los años ochenta (Cortes *et al.*, 2002). El actual ejercicio representa la evolución de esta metodología y su aplicación a la región del Algarve. Las variables K*i* se representan mediante unidades y valores distintos, expresados en área, extensión y concentraciones (mg/L). Para la normalización de las variables de presión, de modo que se permita una comparación entre ellas para que posean una importancia idéntica para la definición de la clasificación final del estado ecológico de la red fluvial en estudio (Preclasificación del Estado Ecológico, *Predicted Ecological Status - PES*), se procedió a la categorización de cada variable en cinco clases situadas entre muy bueno (valor 1) y malo (valor 5).

Eje de calidad del agua (**Tabla 1**)

Tabla 1. Variables de presión que determinan la calidad del agua, descripción, ajuste de valores y clasificación de esas variables.

Calidad del agua (variables de presión)	Características de las variables de presión	Intervalo de clases	Clasificación
K*1* - Fuentes tópicas de polución en el área de la cuenca (Núm. de fuentes contaminantes/km^2)	Número de fuentes contaminantes provenientes de industrias, agropecuarias, agroindustrias, ETAR, descarga de efluentes, extracción de áridos, fosas sanitarias, escombros, vertederos y chatarras presentes en el área de drenaje de cada tramo (INAG)	[0; 0,051]	1 Muy bueno
		] 0,051; 0,168]	2 Bueno
		] 0,168; 0,396]	3 Regular
		] 0,396; 0,839]	4 Mediocre
		] 0,849; 1,394]	5 Malo
K*1a* - Fuentes tópicas de polución proximal (Núm. de Fuentes contaminantes/km^2)	Número de fuentes contaminantes dentro de un área próxima al tramo (búfer de 250 m)	[0; 0,381]	K1 x 1,0
		] 0,382; 1,328]	K1 x 1,2
		] 1,329; 3,407]	K1 x 1,4
K*2* - Polución difusa carga de carencia bioquímica de oxígeno - CBO (mg/l)	Carga contaminante referente a la carencia bioquímica de oxígeno (INAG)	[0; 2]	1 Muy bueno
		] 2; 15]	2 Bueno
		] 15; 37]	3 Regular
		] 37; 48,63]	4 Mediocre
		] 48,63; 50,87]	5 Malo
K*3* - Polución difusa carga de fósforo - P (mg/l)	Carga contaminante referente al fósforo (INAG)	[0; 0,176]	1 Muy bueno
		] 0,176; 0,524]	2 Bueno
		] 0,524; 0,948]	3 Regular
		] 0,948; 2,611]	4 Mediocre
		] 2,611; 4,066]	5 Malo
K*4* - Uso agrícola cultivos irrigados en la cuenca (%)	Presencia del uso agrícola de los cultivos irrigados en el área de drenaje de cada tramo (CORINE)	[0; 5]	1 Muy bueno
		] 5; 15]	2 Bueno
		] 15; 45]	3 Regular
		] 45; 60]	4 Mediocre
		] 60; 100]	5 Malo

K4*a* - Uso agrícola proximal de cultivos irrigados (%)	Impacto directo de uso agrícola de cultivos irrigados sobre el corredor fluvial, el búfer varía de 30 a 100 m de acuerdo con la anchura del tramo (CORINE)	[0; 5]	K4 x 1,0
		] 5; 25]	K4 x 1,2
		] 25; 100]	K4 x 1,4
K5 - Uso agrícola cultivos no irrigados en la cuenca (%)	Presencia de uso agrícola de cultivos no irrigados en el área de drenaje de cada tramo (CORINE)	[0; 15]	1 Muy bueno
		] 15; 30]	2 Bueno
		] 30; 50]	3 Regular
		] 50; 80]	4 Mediocre
		] 80; 100]	5 Malo
K5*a* - Uso agrícola proximal de cultivos no irrigados (%)	Impacto directo de uso agrícola de cultivos no irrigados sobre el corredor fluvial, el búfer varía de 30 a 100 m de acuerdo con la anchura del tramo (CORINE)	[0; 5]	K5 x 1,0
		] 5; 25]	K5 x 1,2
		] 25; 100]	K5 x 1,4

a) Fuentes tópicas de polución (K1). Determinan la cantidad de materia orgánica y de nutrientes que afluyen al sistema fluvial, una de las causas principales de alteración y eutrofización de las MA, así como las alteraciones en la composición química del agua. Están originadas por las industrias (carpinterías, centrales de hormigón, de cerámicas, de combustibles, de corcho, de madera, tipografías, metalurgias, talleres, panificación, cerrajerías, producción de abonos orgánicos, productos de limpieza, etc.), agroindustrias (alimentarias, conserveras, almazaras y bodegas), agropecuarias (porcinos, aves, bovinos, caprinos, ovinos y combinaciones), vertederos, ETAR, fosas sépticas (vertidos directos de fosas sépticas individuales y colectivas), extracción de áridos (canteras, minas), escombros, vertederos y materiales de chatarra. Su valor se calculó en función del número de fuentes por área de la cuenca de drenaje para cada una de las MA, agrupadas y clasificadas (figura 1).

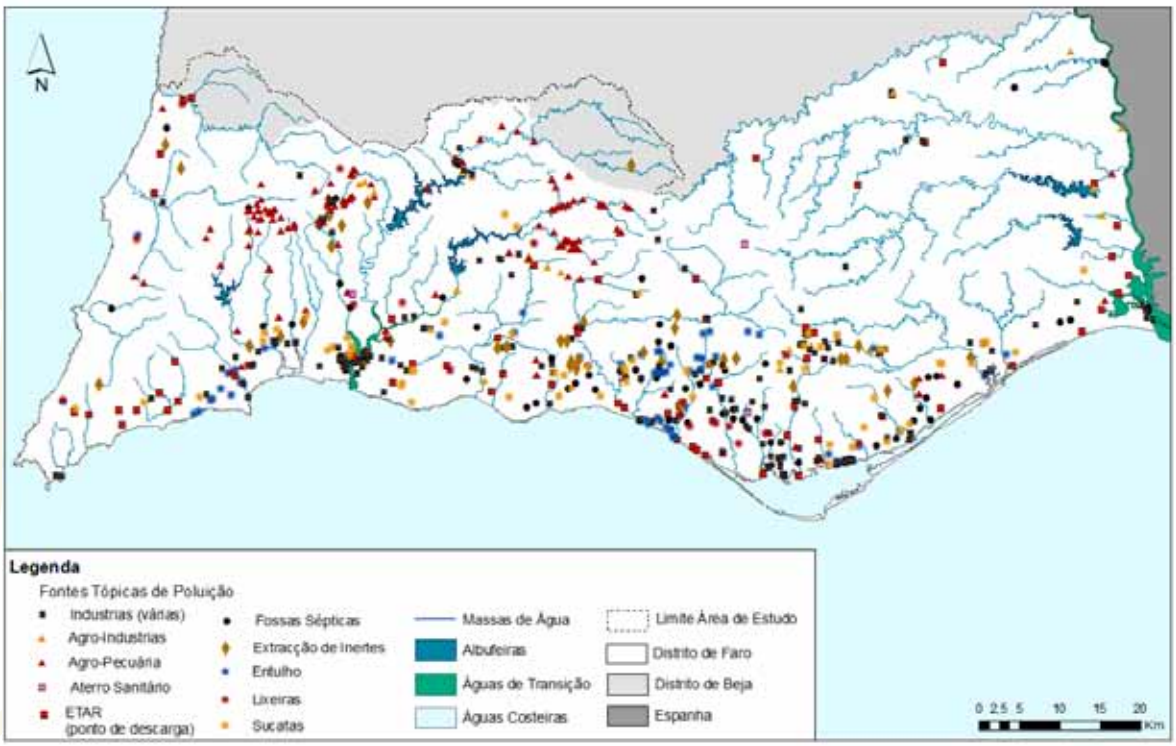


Figura 1. Distribución de fuentes puntuales de polución en el área en estudio.

b) Cargas contaminantes (K2, K3). Se utilizaron cinco indicadores fisicoquímicos de carga superficial de contaminantes orgánicos y nutritivos, fósforo (P), nitrógeno (N), sólidos suspendidos totales (SST) y carencia bioquímica y química de oxígeno (CBO y CQO respectivamente), todas estas cargas con valores en mg/l (fuente: Instituto del Agua). Puede observarse la distribución de estas cargas por área de estudio en la figura 2; por ejemplo, existe una carga elevada en la ribera de Monchique. Utilizando el hecho de que las cargas contaminantes tienen las mismas unidades, la figura las coloca sobrepuestas en valor absoluto en una barra cilíndrica. Sin embargo, esta figura debe obviamente ser interpretada comparando para cada carga los diferentes lugares, y no las diferentes cargas en el mismo lugar. Se realizó una correlación de Pearson entre cargas, siempre que las cargas resulten de la modelación de los mismos datos y a escala nacional, y podrían reflejar este proceso metodológico de forma repetitiva cubriendo el resultado final de este eje de presión. Finalmente, y ante la colinealidad de los datos, sólo se utilizó la carga en fósforo (tabla 1).

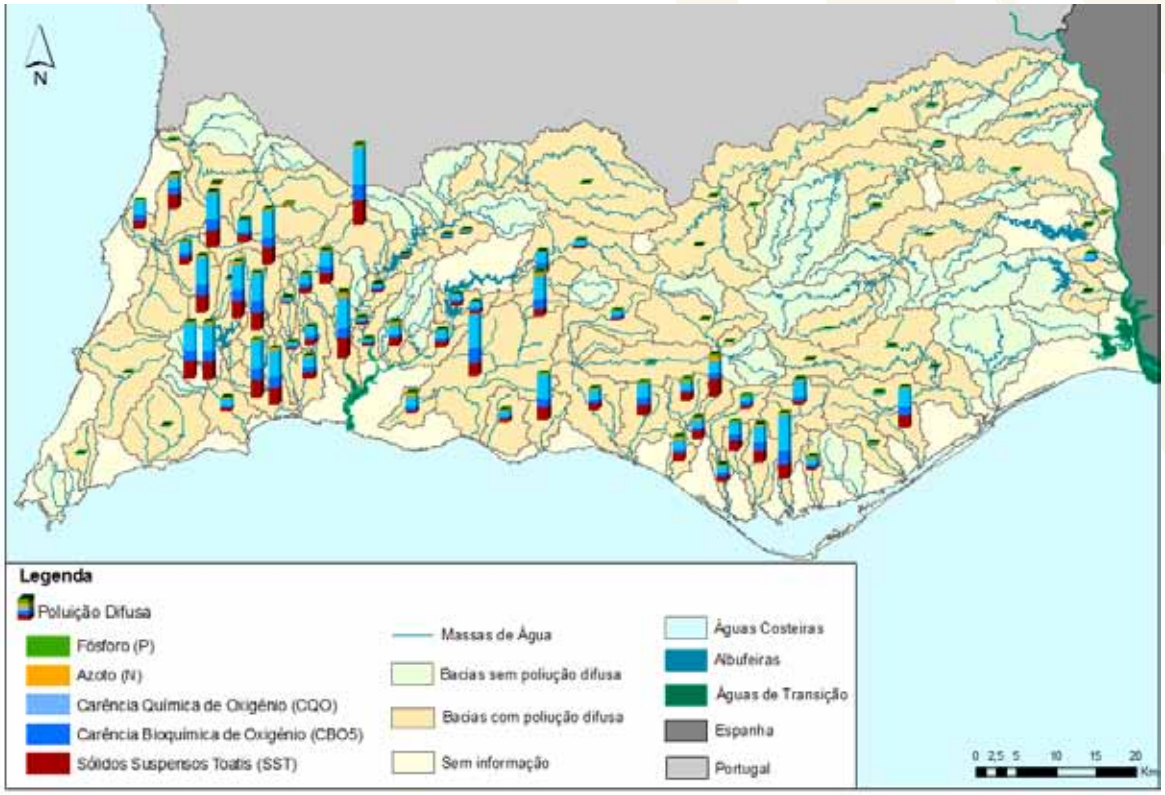


Figura 2. Distribución de la polución difusa en el área en estudio.

c) Área de uso agrícola (K4, K5). Para evaluar el impacto de la actividad agrícola, se obtuvieron las áreas de uso agrícola irrigado y no irrigado. La de uso irrigado se tomó de CORINE LAND COVER 2006 (Bossard *et al.,* 2000), donde para el uso agrícola irrigado se extrajeron las siguientes clases: tierras permanentemente irrigadas, donde se observan cultivos irrigados periódicamente, utilizando una infraestructura permanente (canales de irrigación, red de drenaje), y huertos de frutales o bayas. Debido a que el Algarve es un gran productor de cítricos (naranjas, limones, mandarinas, etc.), se concluye que gran parte de esta área está ocupada por huertos irrigados. La distribución de estas áreas puede observarse en la figura 3.

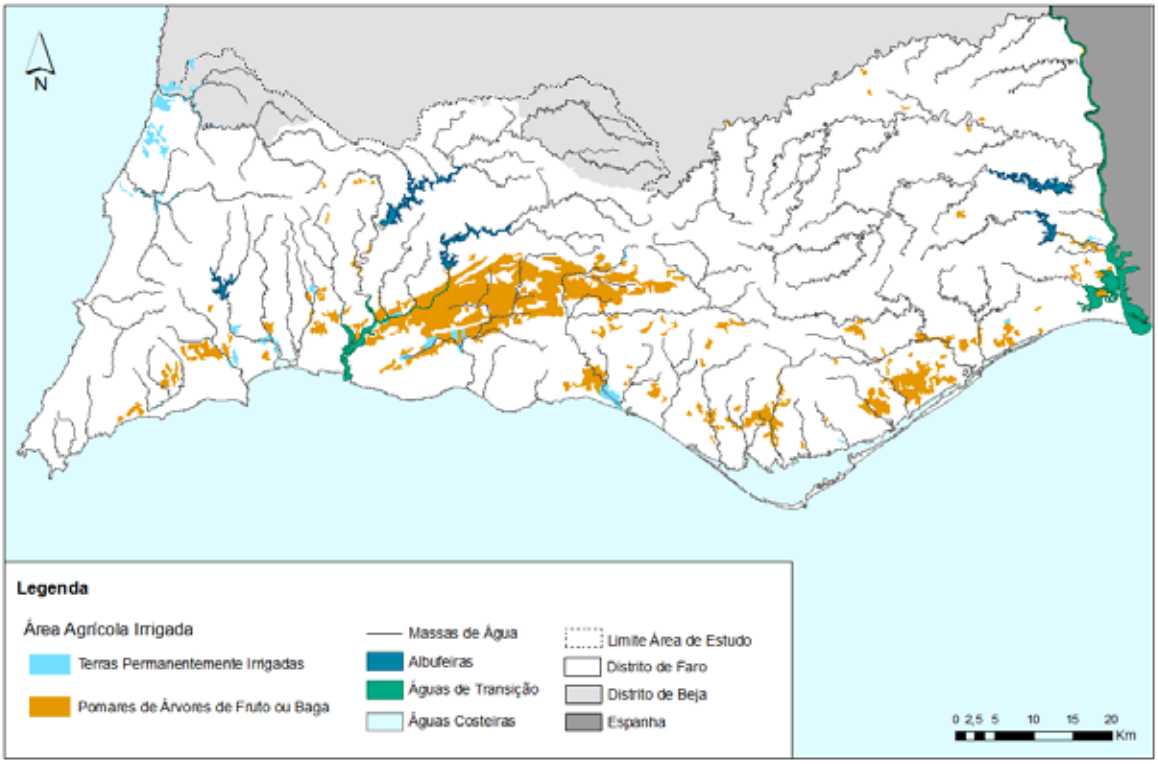


Figura 3. Distribución de áreas agrícolas irrigadas en el área en estudio.

Para el uso agrícola no irrigado se tuvieron en cuenta las siguientes clases de ocupación: tierras arables no irrigadas, como los cereales; cultivos forrajeros; tierras incultas o en barbecho; cultivos anuales que ocupen más del 75% de la superficie en zonas sujetas a la rotación de cultivos, viñas, zonas de plantación de viñas, donde están incluidas parcelas con viñas que ocupen más del 50% de la superficie o determinen el tipo de uso; pastajes, sujetos a mejora o trabajos agrícolas regulares, como siega, drenaje, cosecha de heno y abonado con estiércol; cultivos anuales asociados a cultivos permanentes; cultivos permanentes en mosaico con tierras arables o pastajes; sistemas de cultivo y parcelarios complejos; mosaicos de pequeñas parcelas con diversos cultivos anuales; pastos y/o cultivos permanentes y, por último, zonas principalmente agrícolas con zonas naturales importantes, que corresponden a áreas de ocupación principalmente agrícola, con zonas naturales de dimensión significativa (figura 4).

Todas estas variables seleccionadas para la determinación de la calidad del agua se agruparon y clasificaron de acuerdo con su distribución. Se tuvieron en cuenta factores ponderativos con relación a la presión ejercida directamente en el corredor fluvial (*k1a, K4a* y *K5a*). Para la valoración final del eje de calidad del agua (CA) se empleó la siguiente fórmula:

$$QA = \frac{K1K1a + K2 + K3 + K4K4a + K5k5a}{5}$$

$$QA = \frac{K1K1a + K2 + K3 + K4K4a + K5k5a}{5}$$

(N.T. QA = Calidad del agua)

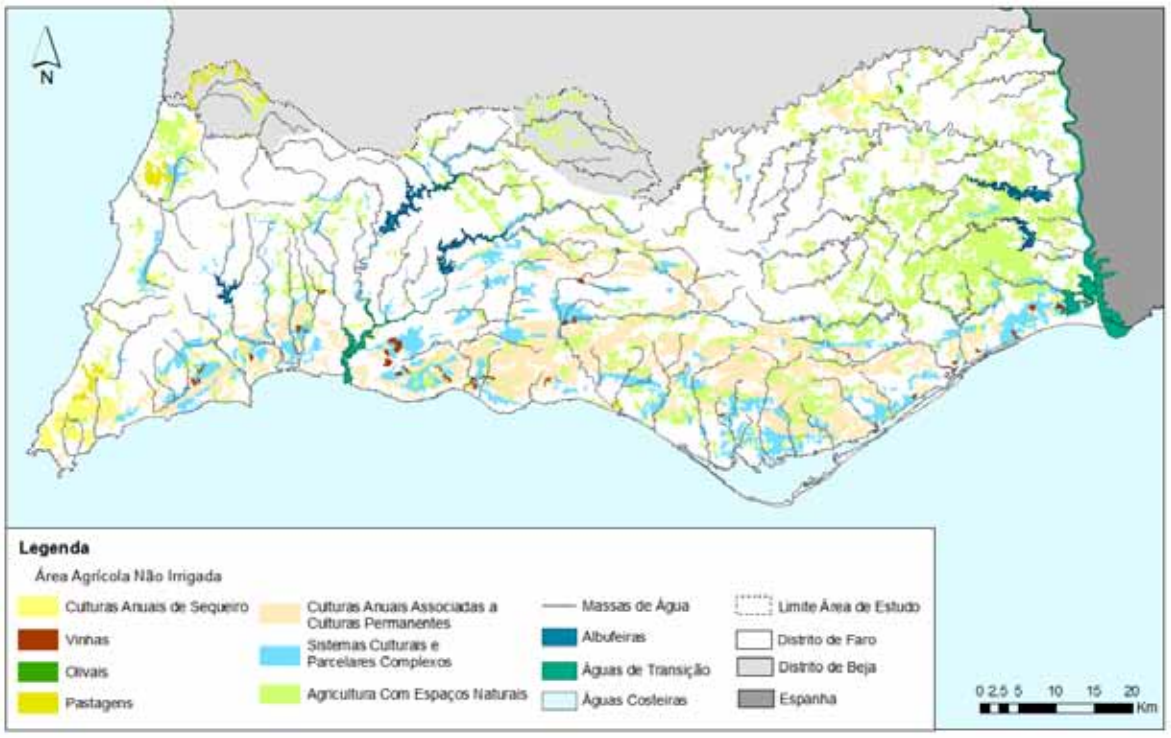


Figura 4. Distribución de áreas agrícolas no irrigadas en el área en estudio.

Eje de alteraciones morfológicas (Tabla 2)

Tabla 2. Variable de presión para determinación de la alteración de la morfología de las MA, descripción, ajuste de valores y clasificación de esas variables.

Morfología de la MA (variables de presión)	Características de las variables de presión	Intervalo de clases	Clasificación
K*6* - Área impermeable en la cuenca (%)	Presencia de zonas impermeables en el área de drenaje de cada tramo (CORINE)	[0; 1]	1 Muy bueno
		] 1; 5]	2 Bueno
		] 5; 10]	3 Regular
		] 10; 16]	4 Mediocre
		] 16; 18,2]	5 Malo
K*6a* - Área impermeable proximal (%)	Impacto directo de zonas impermeables sobre el corredor fluvial, búfer de 100 m (CORINE)	[0; 5]	K6 x 1,0
		] 5; 25]	K6 x 1,2
		] 25; 100]	K6 x 1,4
K*7* - Vías de comunicación (%)	Presencia de vías de comunicación (carreteras y vías férreas) en el área de drenaje de cada tramo	[0; 0,5]	1 Muy bueno
		] 0,5; 1]	2 Bueno
		] 1; 1,5]	3 Regular
		] 1,5; 2]	4 Mediocre
		] 2; 3,45]	5 Malo
K*8* - Obstáculos y cruces en el tramo (Núm. de obstáculos/km)	Cuantifica el número de obstáculos y cruces (puentes, azudes, pequeñas presas, ciudades, carreteras) por la extensión de cada tramo	[0; 0,2]	1 Muy bueno
		] 0,2; 0,5]	2 Bueno
		] 0,5; 1]	3 Regular
		] 1; 1,5]	4 Mediocre
		] 1,5; 10]	5 Malo

a) Área impermeable de la cuenca (K6). Son áreas que resultan en la impermeabilización del suelo, obteniéndose una escorrentía más rápida y de mayor magnitud local, debido a la menor infiltración. Por otro lado, las áreas impermeables representan tendencialmente lugares de acceso al río y, por lo tanto, de mayor uso y degradación por tránsito o cruces. Cuando las MA atraviesan perímetros urbanos, muchas veces se hallan canalizadas, alterando profundamente la morfología longitudinal y transversal de los cursos de agua, en muchos casos con márgenes desprovistas de vegetación ribereña.

Esta ocupación fue obtenida de la CLC 2006 (Bossard *et al.,* 2000), donde se tiene en cuenta la siguiente clasificación: tejido urbano continuo, donde la mayor parte del suelo está ocupado por construcciones y por infraestructuras de la red de transportes, edificios, carreteras y superficies artificiales que ocupan más del 80% del área; tejido urbano discontinuo, con suelo ocupado en su mayoría por construcciones, edificios y superficies actualizados que están asociados a zonas con vegetación y suelo desnudo, las cuales ocupan un área significativa pero discontinua; unidades industriales o comerciales, donde la mayor parte del área de ocupación se debe a infraestructuras sin vegetación (hormigón, asfalto, macadán, etc.), encontrándose también presentes edificios; red vial o ferroviaria y zonas asociadas, carreteras y ferrovías con longitud mínima de 100 m, pero principalmente incluyendo equipamientos asociados como estaciones, plataformas, etc.; zonas portuarias, infraestructuras de zonas portuarias, incluyendo embarcaderos, muelles y marinas; y, por último, aeropuertos, incluyendo pistas de aterrizaje, edificios y zonas asociadas. Esta información puede observarse en la figura 5.

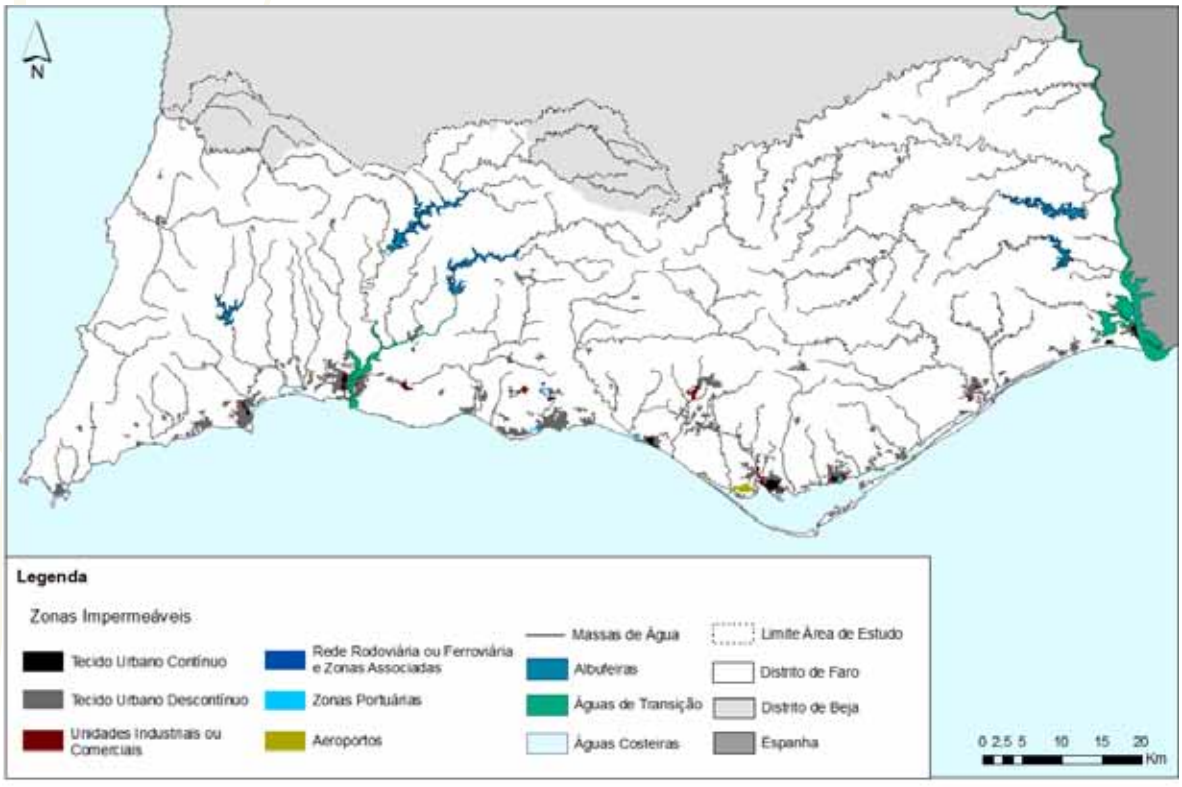


Figura 5. Distribución del área impermeable.

b) Vías de comunicación (K7). Esta variable se traduce en la polución proveniente de los coches, aceites y hollín del combustible, y también de alteraciones en el perfil transversal de las MA. Para ello, se han construido los medios de comunicación existentes en el área de estudio, incluyendo caminos

ferroviarios (CP), autopistas (AE), carreteras secundarias (IC), carreteras nacionales, regionales y municipales consideradas más relevantes (EN, ER y EM, respectivamente). Esta información se puede observar en la figura 6. A través de Google Earth (://www.google.com/intl/pt-PT/earth/index.html), se consideraron anchuras medias para cada uno de estos tipos de vías de comunicación, como superficies de presión. De esta forma, para los caminos ferroviarios se consideró una longitud media de 10 m, para las autopistas —la A2 y la A22 atraviesan el área de estudio— se han observado anchuras diferentes, de 40 m y de 30 m, respectivamente. Para el itinerario complementario se ha observado una anchura media de 20 m, para las carreteras nacionales una anchura de 15 m y para las restantes (ER y EM), una anchura media de 10 m.

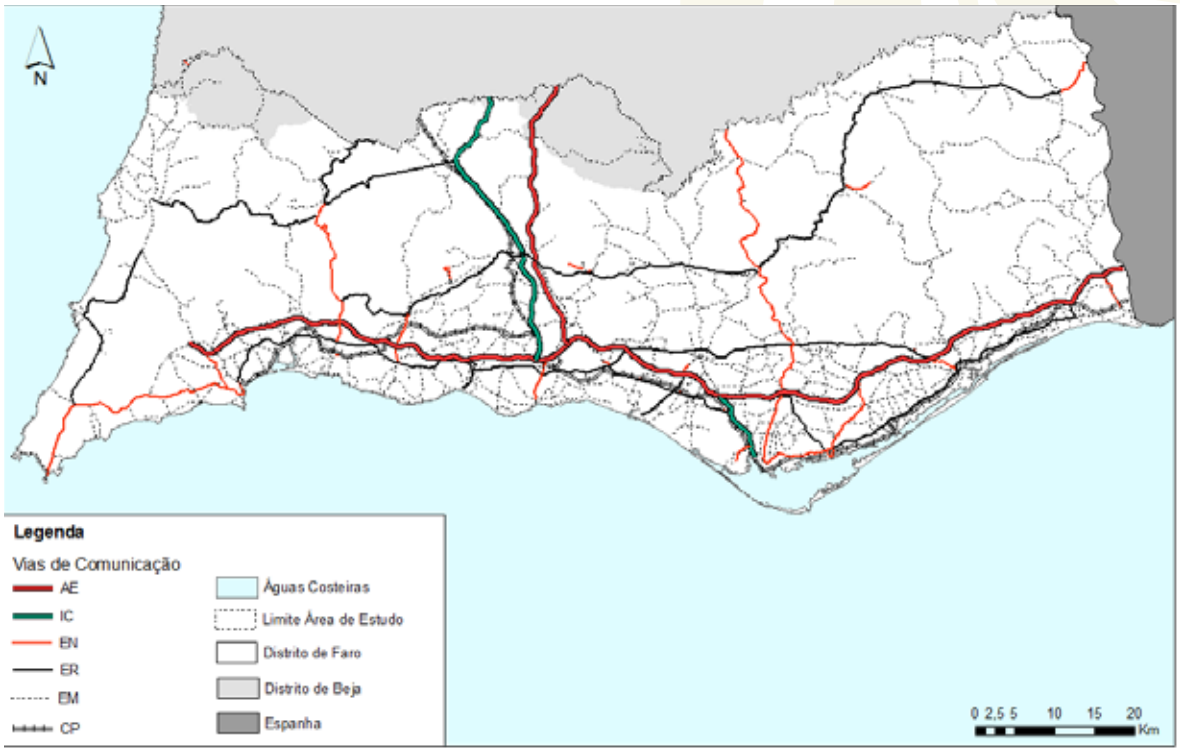


Figura 6. Distribución de las vías de comunicación.

c) Obstáculos y cruces (K8). Las alteraciones morfológicas de las márgenes y del lecho se deben muchas veces a infraestructuras que constituyen obstáculos como azudes, puentes, carreteras, etc., relevantes en la continuidad longitudinal del sistema fluvial que afectan, por ejemplo, a la migración de determinadas especies de peces y de otros organismos que necesitan esa continuidad para completar su ciclo de vida. Los obstáculos pueden o no ser infranqueables para las especies (para cuya evaluación es inevitable una observación sobre el terreno), pero la construcción de azudes y barreras cambia también el perfil habitacional y por eso la variable debe incluir todos estos obstáculos. Se hizo un estudio a través de Google Earth para el cómputo de todos los obstáculos a lo largo de la extensión de cada MA (figura 7). Esta variable se expresa en número de obstáculos por kilómetro de tramo.

Todas estas variables fueron seleccionadas para la determinación de la alteración de la morfología de la MA, agrupadas y clasificadas de acuerdo con su magnitud. Para la determinación de la alteración de la morfología de las MA, se utilizó la siguiente fórmula:

$$Morfologia\ MA = \frac{K6K6a + K7 + K8}{3}$$

En este cálculo también fue utilizado un factor (*k6a*) que realza la presión directa en el corredor fluvial para el área impermeable proximal dentro de un búfer de 100 m.

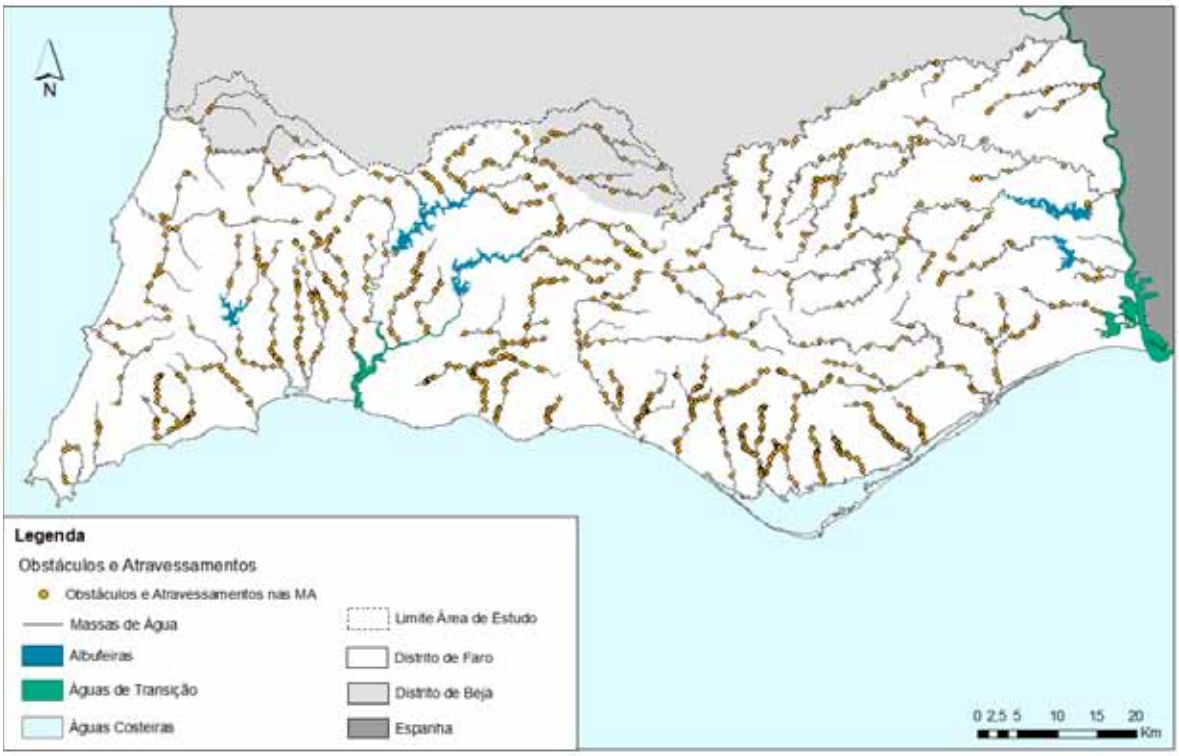


Figura 7. Distribución de obstáculos y barreras en el área en estudio.

Eje de alteraciones de la cantidad (hidrometría y conectividad hídrica) (Tabla 3)

Tabla 3. Variables de presión para la determinación de la alteración de la hidrometría y conectividad de las MA, descripción, ajuste de valores y clasificación de esas variables.

Hidrometría (variables de presión)	Características de las variables de presión	Intervalo de clases	Clasificación
K*9* – Núm. de pozos y furos verticales proximales (Núm. de pozos/km^2)	Número de pozos y hoyos verticales que ejercen presión directa en el corredor fluvial en el interior de un área de un búfer de 100 m determinado para cada tramo (INAG)	[0; 1]	1 Muy bueno
		] 1; 6]	2 Bueno
		] 6; 10]	3 Regular
		] 10; 20]	4 Mediocre
		] 20; 35,04]	5 Malo
K*10* - Cultivos irrigados proximales (%)	Impacto directo de uso agrícola de cultivos irrigados sobre el tramo fluvial, búfer de 100 m para cada tramo (CORINE)	[0; 0,12]	1 Muy bueno
		] 0,12; 20]	2 Bueno
		] 20; 50]	3 Regular
		] 50; 80]	4 Mediocre
		] 80; 100]	5 Malo
K*11* –MA con caudales regulados	Identificación de MA con caudales regulados (INAG)		0 No
			5 Sí

Este eje traduce alteraciones en la cantidad del uso del agua y en la variación temporal del régimen de caudales. Se trata de una variable compleja, cuyo rigor depende profundamente de los datos de caudal, estimados o medidos para cada MA. En una situación ideal, el régimen natural se calcularía para cada MA, evaluando el desvío entre éste y el régimen de caudales allí existente de forma que traduzca globalmente las alteraciones bajo la forma de variables hidrológicas de alteración. Aunque la información sobre el régimen natural es de muy difícil obtención, no se debe ignorar sin embargo este eje de alteración que, además, influye profundamente sobre los otros dos anteriormente referidos. En regiones con carencia de agua, como es el caso del Algarve, muchas MA presentan regímenes de caudales profundamente afectados. Presas, pozos y sondeos afectan los caudales de los ríos y producen alteraciones que se propagan a otros compartimentos, como por ejemplo intrusiones salinas. El agua extraída para uso agrícola lleva igualmente a una disminución de la cantidad del agua que circula en el río, sea por extracción del agua superficial, sea por las alteraciones de los niveles del agua subterráneos. Esta modificación interrumpe el equilibrio dinámico que existe entre el movimiento del agua y el movimiento de los sedimentos que tienen lugar en los ríos no regulados, alterando los procesos naturales de erosión, transporte y deposición de los sedimentos.

a) Número de pozos y hoyos verticales proximales (K9). Esta variable fue obtenida a través del SNIRH, Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (figura 8), e indica que una presión ejercida sobre el corredor fluvial es mayor cuanto más lo son la proximidad y el número de hoyos y pozos, dado que provocan grandes alteraciones en la disponibilidad hídrica y de hábitats acuáticos. Se calculó por la cantidad de pozos y hoyos verticales existentes dentro de un área de un búfer de 100 m a cada lado de la MA.

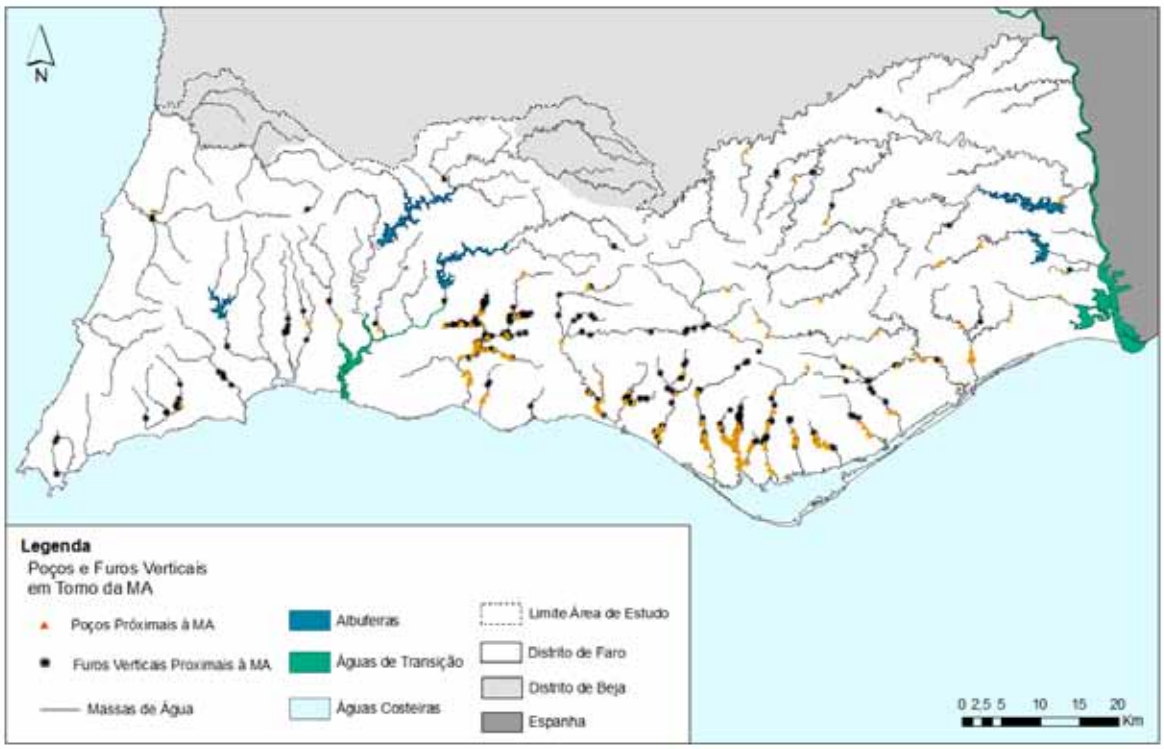


Figura 8. Distribución de pozos y hoyos verticales próximos a la MA.

b) Cultivos irrigados proximales (K10). La observación de campo nos indica que, cuando hay agricultura intensiva de regadío junto al río, existen casi siempre bombas que extraen agua de éste

(situación particularmente grave en primavera y verano). Así, el área de regadío ubicada junto al río fue utilizada como evaluador indirecto de la cantidad de agua extraída. Esta variable se obtuvo de la CLC 2006, de donde se retiraron las clases de tierras permanentemente irrigadas y huertos de fruto o de baya (ya descritos anteriormente), dentro de un área de un búfer de 100 m, iniciando una presión ejercida directamente sobre el tramo (figura 9).

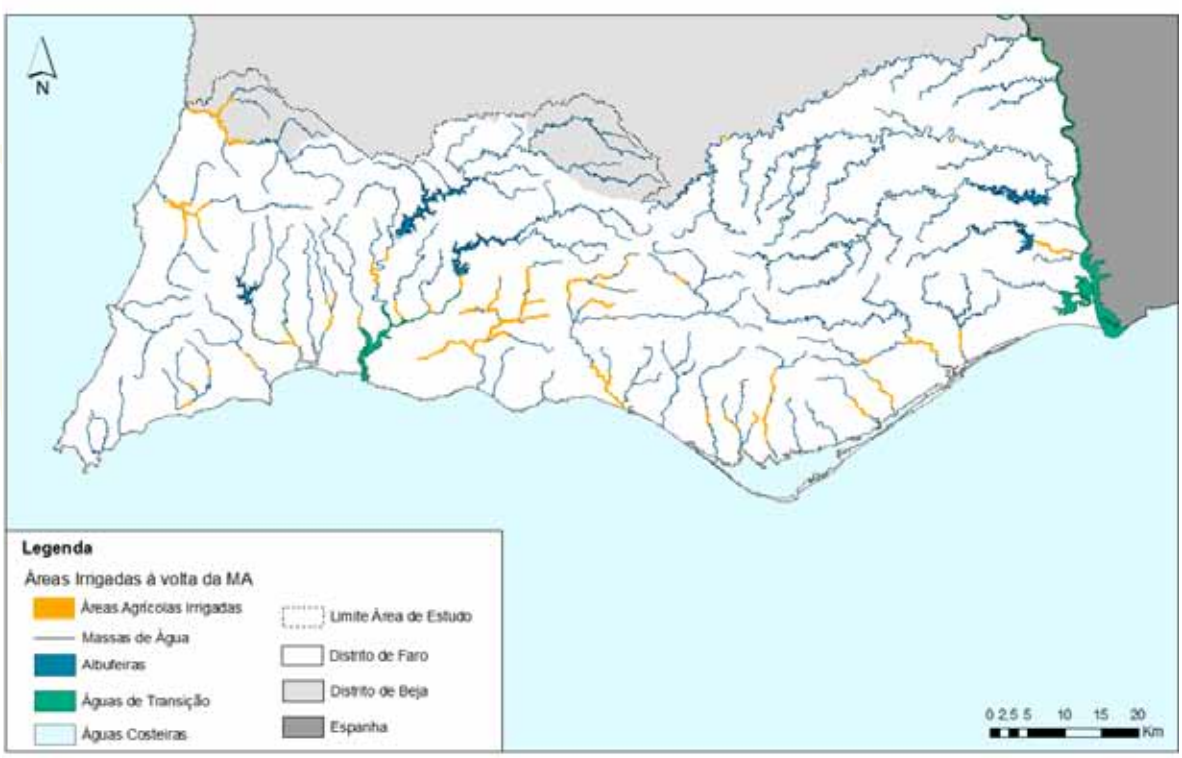


Figura 9. Distribución de las áreas agrícolas irrigadas proximales.

c) Caudales regulados (K11). La figura 10 enseña las MA altamente modificadas, con regímenes de caudales regulados, localizadas inmediatamente aguas abajo de las grandes presas que se encuentran distribuidas en el área de estudio. Esta variable se clasifica sólo por su presencia o ausencia en las MA, donde se atribuye el valor cero para las MA naturales, que no poseen caudales regulados por grandes presas, y el valor 5 (máximo) para las MA consideradas con caudales regulados por estas, dado que no se sabe el grado de alteración (tipo, magnitud). Los valores intermedios serían utilizados en éstas y en azudes (el valor representa alteración ecológica y sólo hidrológica), en caso de que existiera información en ese sentido.

Las variables utilizadas para determinar indirectamente la alteración de la hidrometría y la conectividad hídrica han sido agrupadas y clasificadas. A continuación, para el cálculo de las alteraciones de la cantidad, no se consideraron factores ponderativos y se ha utilizado la siguiente fórmula:

$$Hidrometria\ MA = \frac{K99 + K10 + K11}{3}$$

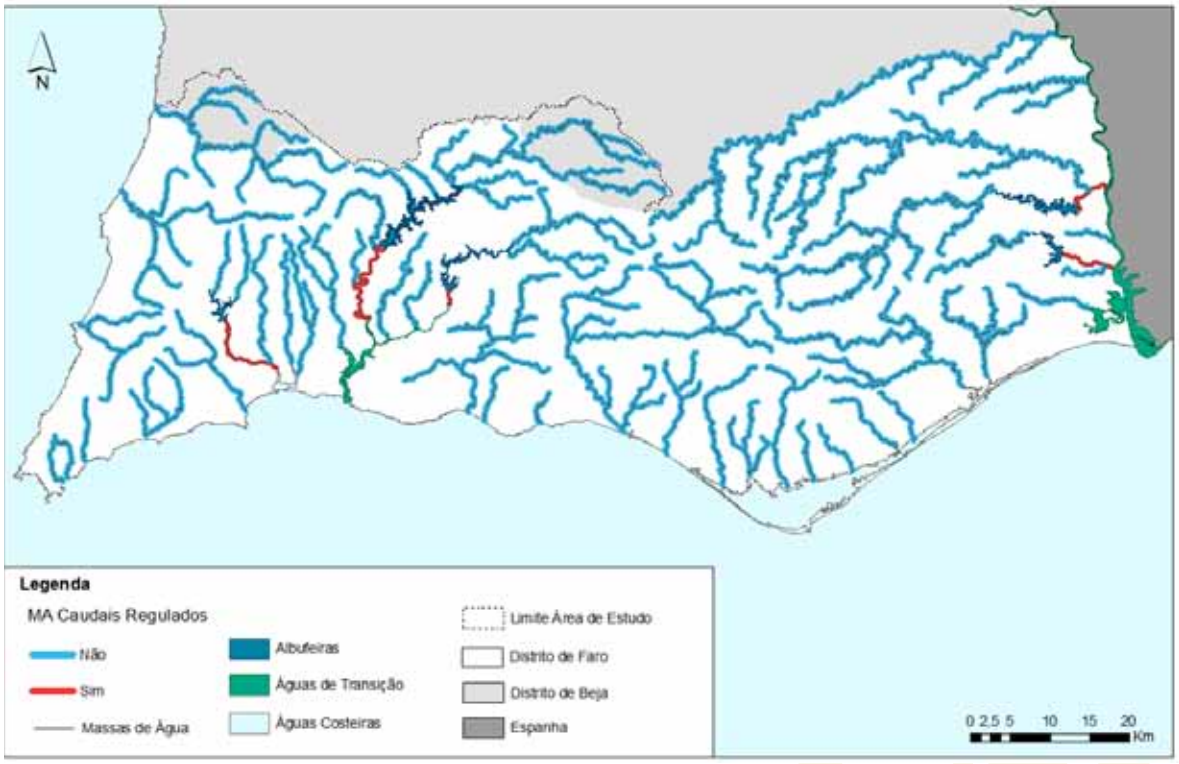


Figura 10. Señalización de los caudales regulados (K11).

2.2 Preclasificación del Estado Ecológico (PES)

Se pretende llegar a una preclasificación del estado ecológico basada en los tres ejes de presión considerados. Para el PES, los tres ejes deben existir, ya que en caso contrario fallaría un área importante de las presiones. Cada eje debe tener más de una variable y, en su conjunto, éstas deben representar de forma sólida las presiones existentes en la región. Existen varias posibilidades de determinar el valor final del PES: por ejemplo, combinando variables que contribuyen a la definición de la integridad biótica de las MA con otras que expresan la magnitud del estrés ambiental (Cortes, *et al.*, 2002), o utilizando sólo variables de presión y la media de todas las variables por igual (Fernandes *et al.* 2007), o aumentadas en sus efectos proximales. Otras posibles vías incluyen la suma de la media de los valores categóricos de las variables, sea en su conjunto, sea después de agregadas, o incluso la clasificación por el peor valor de cada eje. En este trabajo, el valor se determinó a través de adición de las medias de cada uno de los tres ejes mediante la siguiente fórmula:

$$PES = \frac{QA}{5} + \frac{Morfologia}{3} + \frac{Hidrometria}{3}$$

El valor final de PES se dividió en cinco clases por el método de Natural Breaks, que consiste en el agrupamiento de clases inherentes a los datos. O sea, maximiza el desvío medio de cada clase a partir de la media de esa misma clase, mientras maximiza el desvío de cada clase a partir de las medias de otros grupos, y así procura reducir la diferencia dentro de las clases y maximiza la diferencia entre clases (figura 11).

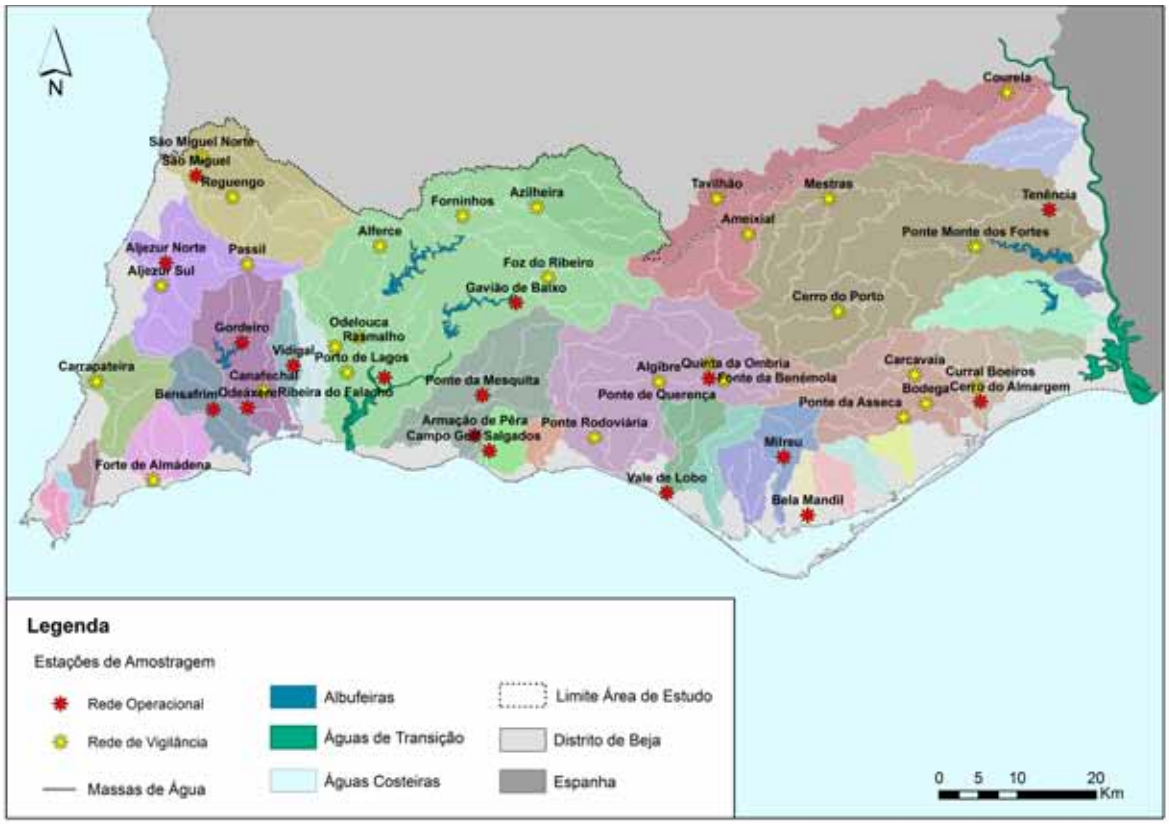


Figura 11. Distribución de las estaciones de la red de vigilancia y operacional

2.3.Calibración de la PES

Se pretende calibrar los resultados obtenidos en la PES a través de indicadores de calidad biológica. Siendo la PES una preclasificación en la que se incorporan de forma indirecta en las MA las presiones humanas que influyen en su estado ecológico, el objetivo es confrontar y ajustar los resultados de la PES con las variables de calidad biológica que reflejan la calidad de los ecosistemas fluviales. El muestreo y la monitorización de los indicadores biológicos de calidad ecológica se traducen en índices y se expresan en términos de Ratios de Calidad Ecológica (RCE), que corresponden a la relación entre los valores de los parámetros observados en condiciones de referencia para una tipología dada y los obtenidos en la monitorización. Esta información es reportada en clases de calidad. La recogida de estos indicadores de calidad corresponde a la red de monitorización establecida en el ámbito de la DMA, donde se proponen tres tipos de monitorización: la monitorización de vigilancia, la monitorización operacional y la monitorización de investigación. Para la calibración de la PES se utilizaron los indicadores de calidad biológica recogidos por las redes de monitorización de vigilancia y de monitorización operacional distribuidas de acuerdo con la figura 12.

Para los macroinvertebrados bentónicos se utilizó el Índice Portugués de Invertebrados del Norte para el tipo de Ríos Montañosos del Sur ($IPtI_N$) y, para los tipos restantes (ríos del sur de mediana-

gran dimensión, pequeña dimensión y calcáreos del Algarve), el Índice Portugués de Invertebrados del Sur ($IPtI_S$). Para el elemento fitobentos-diatomeas fue aplicado en los tipos de ríos montañosos del sur el Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS) y el Índice de la Comunidad Económica Europea (CEE) para los tres tipos de ríos restantes del Algarve (ríos del sur de mediana-gran dimensión, pequeña dimensión y calcáreos del Algarve). Para macrófitos, fueron definidos dos índices: el Índice de Vegetación Ribereña (IVR, Aguiar *et al.*, 2010) y el índice *Mean Trophic Rank* (MTR*p*, Holmes *et al.*, 1999). Para la fauna piscícola se dispuso del *Fish Index of Biotic Integrity Portuguese* (F-IBIP) (Oliveira *et al.*, 2007). Fue incluso determinado, para cada lugar, el índice HMS de la metodología de evaluación del elemento hidrogeomorfológico *River Habitat Survey* (adoptada y adaptada en Portugal para la DMA). Las clasificaciones del estado ecológico fueron provistas por la ARH Algarve. Se pretende demostrar la validez de la PES a través del ajuste lineal entre los valores de la PES y los valores obtenidos para cada elemento de calidad, a nivel individual y global. La regresión lineal permite establecer relaciones entre las variables buscando prever una de ellas. Este análisis se hará caso a caso para los indicadores de calidad: o sea, a través de la PES, se pretende estimar la calidad ecológica para cada uno de los indicadores de calidad, pero principalmente en su globalidad. La calidad del ajuste lineal viene dada por el coeficiente de determinación (R^2) y por el nivel de significación (p *value*, probabilidad de obtenerse resultados fuera de la región de posibilidades de conclusión).

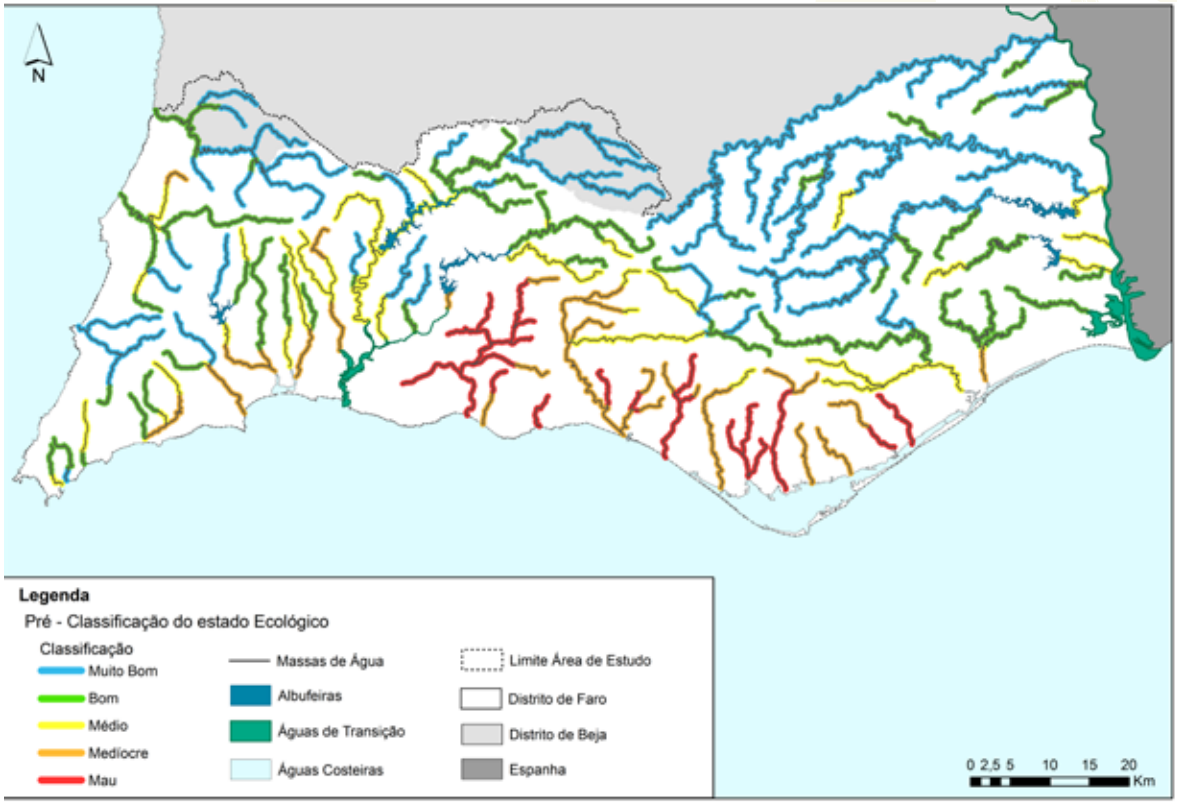


Figura 12. Preclasificación del estado ecológico del sistema fluvial del Algarve.

La calibración de la PES se realizó mediante un análisis de concordancia al nivel de las clases de diagnóstico entre la PES y los elementos de calidad. La clasificación del estado ecológico tuvo como base el método del peor caso. Para el análisis de concordancia se optó por la estadística de Gamma, que se aplica cuando se utilizan datos ordinales que se encuentran ordenados en un

pequeño número de categorías (Goodman & Kruskal, 1954). En este caso están representadas cinco categorías de diagnóstico, que varían desde el muy bueno (valor 1) a malo (valor 5), tanto para la PES como para los indicadores de calidad. Es una medida simétrica que asocia dos variables ordinales y sus valores varían de -1 a 1. Valores próximos de +1 indican una fuerte relación entre las dos variables o una concordancia positiva perfecta; valores próximos a -1 indican una concordancia negativa o una relación inversa perfecta, mientras que valores próximos a cero indican relaciones débiles o ausencia de relación entre las dos variables.

Gamma determina el nivel de asociación entre dos variables de acuerdo con dos adiciones que son obtenidas a través de una tabla en la que se representa el cruzamiento de los valores observados para cada caso en consideración de ambas variables. La primera adición refleja el número de pares concordantes (C), es decir, identifica el número de casos que están ordenados en la misma posición relativa en las dos variables. La segunda adición representa el número de pares discordantes (D) y es determinada a través de la identificación de números de casos donde su ordenación es distinta en las dos variables (por ejemplo: muy bueno en la preclasificación y mediocre en uno de los indicadores de calidad). El valor de Gamma (G) se determina de la siguiente forma (Goodman & Kruskal, 1954):

$$G = \frac{C-D}{C+D}$$

D – Número de pares discordantes
C – Número de pares concordantes

3. RESULTADOS

3.1 Macroinvertebrados

Se constatan tres estaciones con clasificación excelente, quince con buena, diez con regular, siete con mediocre y cuatro con clasificación mala. Se advierte mayor discrepancia de clasificaciones entre las variables PES y macroinvertebrados, en particular en la estación de Carrapateira, donde para los macroinvertebrados se obtiene clasificación mala y en la PES una clasificación de muy buena; con clasificación de mediocre para los macroinvertebrados y clasificación de muy buena en la PES, se presenta la estación de la “Quinta da Ombria”, mientras que la estación de Milreu tiene clasificación regular para los macroinvertebrados y mala en la PES. Estas últimas estaciones se ubican en la tipología de calcáreos del Algarve, a las que pertenecen las cuencas de la ribera de Algibre y río Seco, respectivamente.

Todas las otras estaciones que no poseen la misma clasificación entre la PES y los macroinvertebrados o están en un nivel inmediatamente superior o en otro inmediatamente inferior. Las estaciones que obtienen una clasificación en la PES en un nivel inmediatamente inferior son la estación de Alferce, con la clasificación de buena para los macroinvertebrados y media en la PES, y la estación “Ponte Rodoviária” con clasificación de regular para los macroinvertebrados y clasificación mediocre en la PES. Las restantes trece estaciones obtienen el mismo nivel de clasificación entre las variables PES y macroinvertebrados.

La concordancia entre las dos variables PES y macroinvertebrados es del 66,96% (p <0,001) con relación a su ajuste en un intervalo de confianza del 90%, de donde han sido retiradas estaciones de muestreo que se presentaban más dispersas, en particular las estaciones de Vale de Lobo, Milreu,

Armação de Pêra y Carrapateira. Se obtuvo un ajuste de R2=0,498 (figura 13); es decir, el 49,8% de la variabilidad de los datos se explica por el modelo, donde se verifica una probabilidad mínima de obtenerse resultados fuera de la región de posibilidad de la PES (p<0,001).

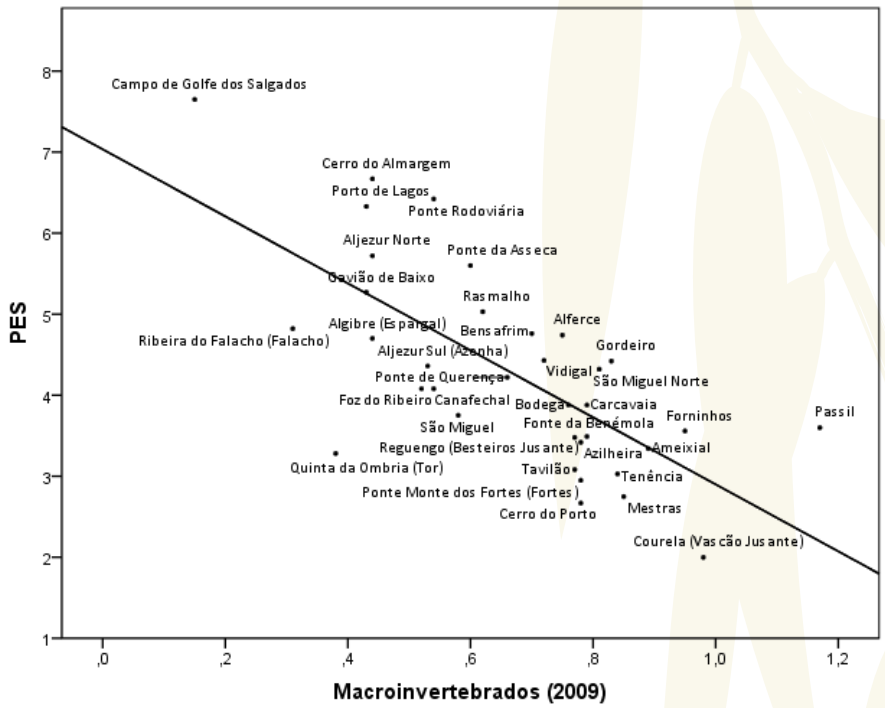


Figura 13. Representación del ajuste lineal de los macroinvertebrados en el período de 2009 con la PES para un intervalo de confianza del 90%. R^2 = 0,498, *PES* = 7,034 – 4,133 **Macroinvertebrados*.

3.2. Diatomeas

La figura 14 ilustra la yuxtaposición entre la PES y las diatomeas. Se verifican cuatro estaciones con clasificación excelente, doce con clasificación de buena, cinco con clasificación regular, tres con clasificación mediocre y cero para la clasificación mala. Sólo hay una estación con mayor diferencia de diagnóstico entre las variables diatomeas y PES, se trata de la estación "Ponte Rodoviária" ubicada en la ribera de Quarteira, que pertenece a la tipología de Ríos Calcáreos del Algarve. Esta estación reporta en la PES un estado de conservación mediocre y en las diatomeas presenta un nivel de calidad de excelente. De las estaciones restantes, once obtienen el mismo nivel de calidad entre las variables, ocho presentan un nivel de calidad inmediatamente superior en la PES y, por último, sólo cuatro estaciones presentan un nivel de calidad inmediatamente inferior en la PES. Estas últimas muestran clasificación de excelente para las diatomeas, pero reportan en la PES un buen estado de conservación (Ponte de Querença) y, por último, tres estaciones con nivel de calidad bueno para las diatomeas pero con clasificación de media en la PES (Ponte da Asseca, Bensafrim y Algibre).

Se registra un 68% (p <0,05) de concordancia entre las dos, es decir, concuerdan en más de la mitad de sus calificaciones de calidad. A pesar de presentar un nivel de concordancia bueno, las diatomeas, en relación con el modelo de la PES, presentan un coeficiente de determinación prácticamente inexistente y nada significativo R2=0,089, para p=0,158 (figura 5). Es decir, apenas el 8,9% de la variabilidad de los datos se explica por el modelo, lo que significa que queda por explicar gran parte de la variabilidad de los datos (91,1%).

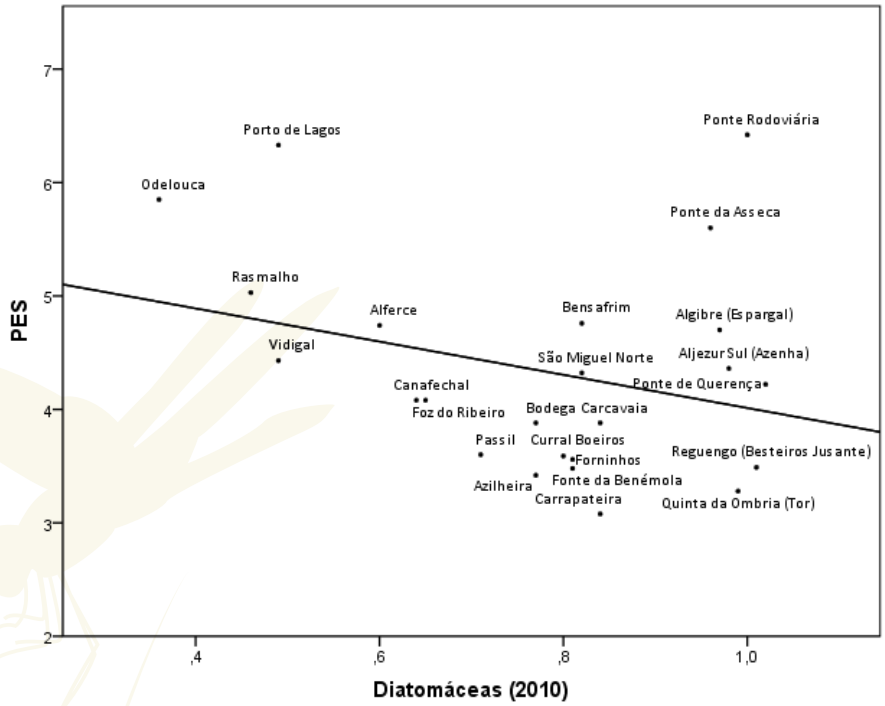


Figura 14. Representación del ajuste lineal de las diatomeas en el período de 2010 con la PES. R^2= 0,089, *PES* = 5,4754 – 1,4632 **Diatomáceas.*

3.3 Macrófitos

En la yuxtaposición entre la PES y el IVR para el período de 2009, se obtuvieron cuatro estaciones con calificación de excelente, dieciséis con buena, diez con regular, cero con mediocre y dos estaciones con clasificación mala. Analizando la tabla 8, sólo una estación en particular, Curral Boeiros, presenta mayor diferencia en las dos clasificaciones, donde obtiene clasificación mala para el IVR y en la PES, buena. Esta estación está ubicada en la cuenca de la ribera de Almargem y pertenece al tipo de Ríos del Sur de Pequeña Dimensión. Con el mismo nivel de clasificación se presentan quince estaciones: todas las otras estaciones que no poseen la misma clasificación entre el IVR y la PES o están en un nivel inmediatamente superior o en otro inmediatamente inferior. Las estaciones con niveles de calidad inmediatamente inferior en la PES son la estación de São Miguel Norte con clasificación de excelente de acuerdo con el IVR y una clasificación buena en la PES; la estación de Algibre, con clasificación de buena para IVR y media para la PES; las estaciones Ponte Rodoviária, Odeáxere y Forte de Almádena todas para IVR con clasificación de media y con una clasificación de mediocre en la PES. La PES presenta una concordancia del 85,3% (p<0,001) con el IVR. Para un análisis en un promedio de confianza del 90%, han sido retiradas dos estaciones con valores más dispersos: se trata de las estaciones de Curral Boeiros y Courela. Así, se registra un ajuste de R2=0,514 para p<0,001 (figura 6); o sea, el 51,4% de la variabilidad es explicada por el modelo.

La figura 15 ilustra la yuxtaposición entre la PES y el MTR*p* para el período de 2009. Se observan seis estaciones con clasificación excelente, ocho con buena, doce con regular, cuatro con mediocre y dos estaciones con clasificación mala. Resultan un total de cuatro estaciones con mayor discrepancia de clasificaciones entre el MTR*p* y la PES. Las estaciones de Courela y Ponte Monte dos Fortes obtienen clasificación regular para MTR*p* y en la PES les corresponde una clasificación

de muy buena. Ambas pertenecen al tipo de Ríos del Sur de Media-Gran Dimensión. La estación de Courela pertenece a la cuenca de Vascão y la Estación de Ponte Monte dos Fortes a la cuenca de la ribera del Odeleite. La estación de Carrapateira es clasificada como mediocre por el MTR*p* y le corresponde una calidad de muy buena para la PES. Pertenece a la tipología de Ríos del Sur de Pequeña Dimensión, situada en la cuenca de la ribera de Carrapateira. La estación de la Quinta da Ombria se encuentra bajo la tipología de Ríos Calcáreos del Algarve y pertenece a la cuenca de la ribera de Quarteira. Esta estación obtiene una clasificación de calidad en el MTR*p* mala y en la PES de muy buena.

Se registran también un total de tres estaciones en que sus clasificaciones en el MTR*p* pasan a un nivel inmediatamente inferior en la PES. Las estaciones de Bodega y Curral Boeiros registran una calidad de excelente en el MTR*p* y una clasificación de buena en la PES. La estación de Porto de Lagos con clasificación de regular en el MTR*p* registra en la PES un estado de conservación mediocre. Las dieciséis estaciones restantes presentan el mismo nivel de clasificación en las dos variables y, por último, nueve estaciones presentan en la PES un nivel de calidad inmediatamente superior en relación con el MTR*p*. Con relación a la concordancia entre las dos variables MTR*p* y PES, se registra una concordancia del 59,6% (p<0,01) en 32 puntos de muestreo. Para comprobar el ajuste del modelo, se retiraron cuatro estaciones que se situaban fuera del intervalo de confianza del 90%: las estaciones de Porto de Lagos, Quinta da Ombria, Carrapateira y Courela. De este modo se obtuvo, en un nivel de confianza del 90%, un ajuste con el 77,6% (p<0,001) de la variabilidad de los datos.

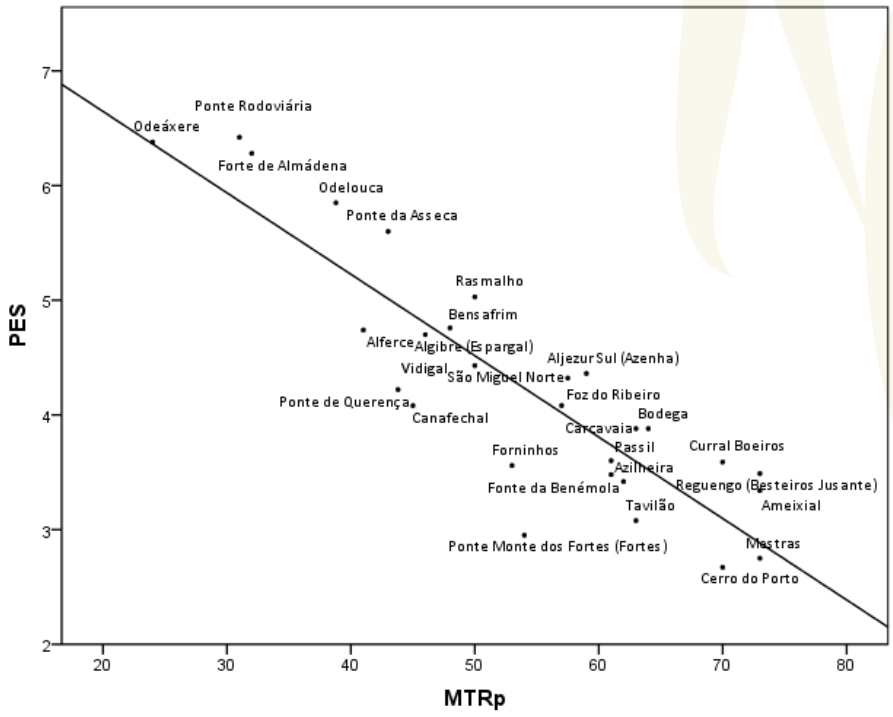


Figura 15. Representación del ajuste lineal del MTRP en el período de 2009 con la PES en un intervalo de confianza del 90%. R^2=0,776 *PES* = 8,0667 – 0,071 **MTRp*.

3.4 Fauna piscícola

La figura 16 ilustra la yuxtaposición de las clases de calidad de la fauna piscícola con la PES. Se observan doce estaciones de muestreo con clasificación de excelente, siete con buena, cuatro con regular, cuatro con mediocre y dos estaciones con clasificación de mala. Se observa un total de cinco puntos de muestreo con mayor diferencia de diagnóstico entre las variables PES y F-IBIP. En el F-IBIP, el punto de muestreo localizado en el tramo superior de la ribera de Monchique, perteneciente a la tipología de los Ríos Montañosos del Sur, obtiene una clasificación de excelente, mientras que en la PES reporta un estado de conservación mediano. El punto de muestreo localizado en el Barranco da Água Velha obtiene una clasificación para la variable F-IBIP de regular y para la variable PES, un estado de conservación muy bueno; este punto de muestreo pertenece a la tipología de Ríos Montañosos del Sur y se ubica en la cuenca de la ribera del Odelouca. Se observan dos puntos de muestreo con clasificación de mediocre para la variable F-IBIP, que obtienen en la PES clasificaciones en niveles de calidad muy superior. El primero, localizado en la Ribera da Carrapateira y perteneciente a la tipología de Ríos del Sur de Pequeña Dimensión, registra en la PES una clasificación de muy buena; el segundo, localizado en el tramo superior de la Ribera da Cerca, pertenece a la cuenca de la ribera de Aljezur y a la tipología de Ríos Montañosos del Sur, y registra en la PES una clasificación de buena. Por último, el punto de muestreo localizado aguas abajo en la ribera del Odelouca perteneciente a la tipología de Ríos del Sur de Media-Gran Dimensión obtiene en la variable F-IBIP una clasificación de mala y en la PES registra un nivel medio de calidad.

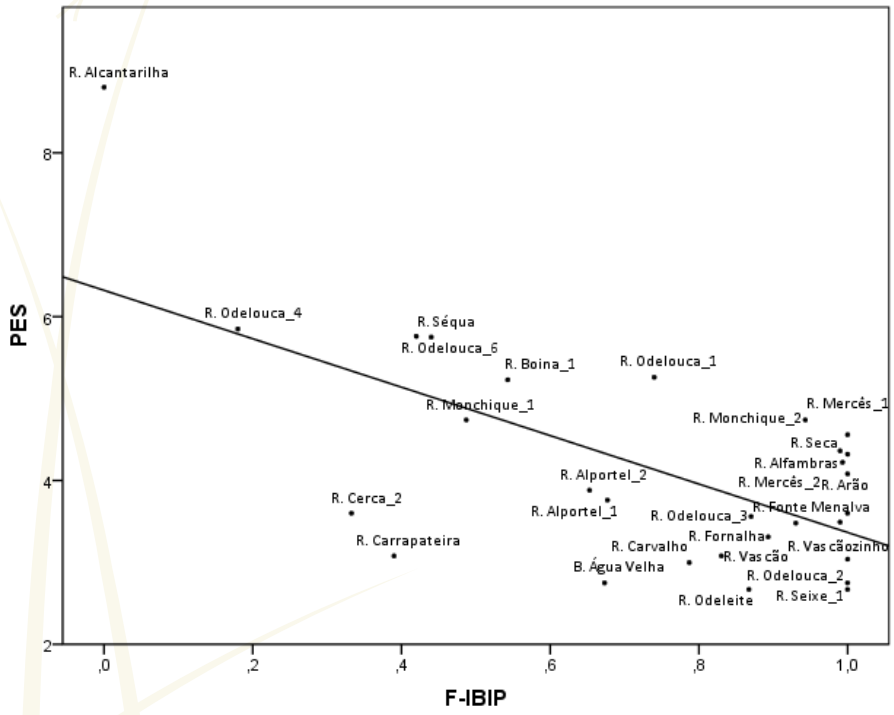


Figura 16. Representación del ajuste lineal del F-IBIP con la *PES*. R^2= 0,405, PES = 6,322 – 2,956 **F-IBIP*.

Se registran un total de siete puntos de muestreo en los que los niveles de calidad en la PES se encuentran inmediatamente a un nivel inferior, seis con clasificación de excelente en la variable F-IBIP, pero con clasificación de buena en la PES. Se encuentran ubicados en cada uno de estos puntos respectivamente, en la Ribera de Alfambras, Ribera de Arão, Ribera da Cerca aguas abajo, Ribera das Mercês en la parte superior e inferior y, por último, en la Ribera Seca. Finalmente, con clasificación de buena en la variable F-IBIP pero de media en la PES, el punto de muestreo

localizado en la ribera del Odelouca cerca del Cerro dos Mouros.

Hay que notar que, para el nivel de calidad mediocre en la variable PES, no se observa ninguna ocurrencia en la variable F-IBIP. De los diecisiete puntos de muestreo restantes, diez presentan el mismo nivel de calidad en ambas variables y siete se encuentran inmediatamente en la PES en un nivel de calidad superior, registrándose por ello una concordancia del 41% entre las dos variables. El ajuste del modelo, representado por la figura 8, sólo justifica casi la mitad en la variabilidad de los datos (40,5%, para p<0,001).

3.5 Concordancia global

Los niveles de concordancia y el coeficiente de determinación de los indicadores de calidad biológica fueron determinados individual y globalmente con la PES. La concordancia se refiere a variables cualitativas o categóricas que representan una clasificación de las variables de forma ordinal (clases de calidad desde muy bueno a malo). El coeficiente de determinación se refiere a variables cuantitativas continuas, características mensurables que asumen valores en una escala continua. Este análisis permite comparar la concordancia de las clases de calidad y el coeficiente de determinación con la PES.

En las Figuras 17 y 18 se presenta la confrontación del estado ecológico con la PES, tanto por elemento como globalmente, utilizando la clasificación del estado ecológico. Se registra una concordancia global del 62,9% (p< 0,001). Se observa mayor discrepancia en la estación de Carrapateira, donde la PES registra una clasificación de muy buena y el estado ecológico lo clasifica con un diagnóstico de malo. Las catorce estaciones restantes obtienen el mismo nivel de clasificación, mientras que las veinte estaciones se encuentran en un nivel de clasificación inmediatamente superior o inferior. Se observa también una mayor proporción de las clases muy buena/buena superiores en la PES, como también una mayor proporción de las clases mediocre/mala con relación al estado ecológico. En el estado ecológico se registra mayor proporción en la clasificación media o regular.

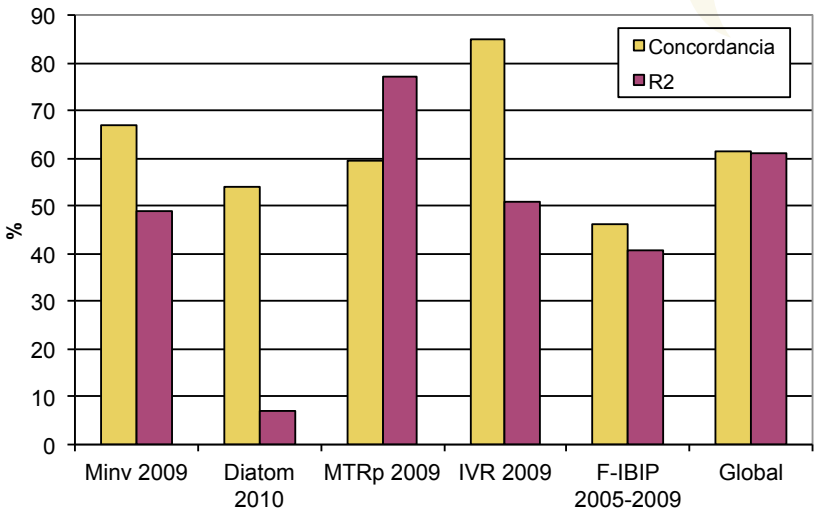


Figura 17. Representación de la concordancia y el coeficiente de determinación para los indicadores de calidad biológica. A nivel global se representa la concordancia a través de la media de las concordancias de los elementos de calidad y el coeficiente de determinación del ajuste de la media de los elementos de calidad biológica. Intervalo de confianza del 90%.

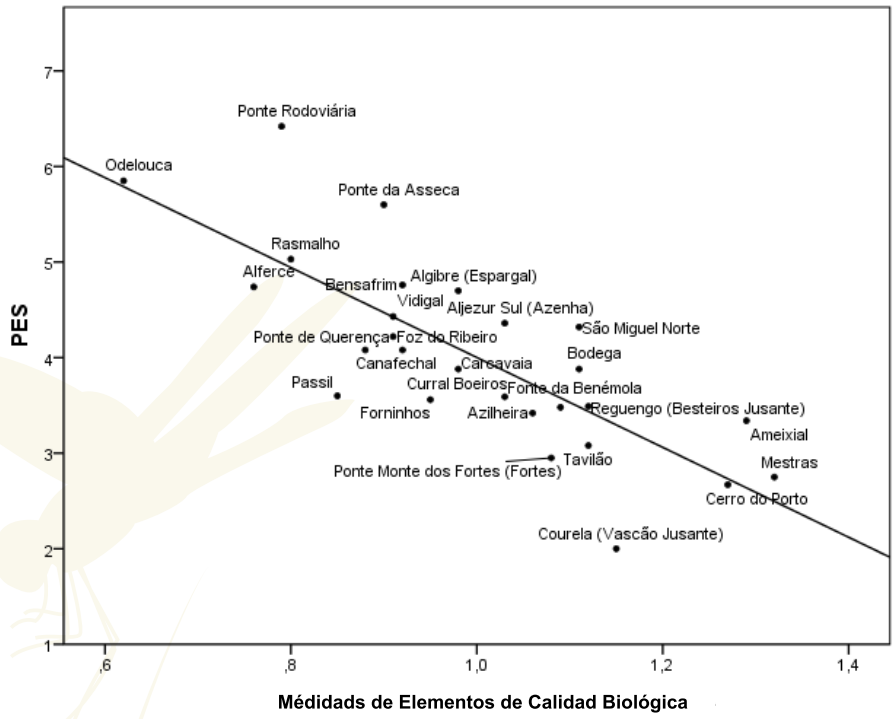


Figura 18. Representación lineal en un intervalo de confianza del 90% de las medias de los indicadores de calidad biológica con la PES. R2= 0,61 *PES* = 9,389 – 5,327 **Calidad biológica*.

4. DISCUSIÓN

Se verifica que, en la calibración de la PES, es posible identificar dos situaciones a pesar de que, en una forma general, la concordancia se presente buena. En la primera situación, la PES prevé un estado de conservación con niveles elevados pero que no se constatan en algunos de los indicadores de calidad. Se verifica en la ribera de Carrapateira, ya que presenta mayor diferencia en las clasificaciones para cuatro de los elementos de calidad: macroinvertebrados, MTRp y fauna piscícola, donde en la PES presenta niveles de calidad de muy bueno y niveles desde mediocre a malo en los elementos de calidad. Aunque en los indicadores de calidad referidos se presenten niveles de calidad bajos, en relación con las diatomeas y el IVR presentan nivel de calidad bueno. En este caso, todo apunta a una mala calidad del agua, aunque posee un IVR bueno, y el MTR*p* nos indica un estado trófico mediocre. Estos resultados son contradictorios en relación con el nivel de calidad del agua indicado por las diatomeas.

En la segunda situación, cuando la PES prevé estadios de conservación bajos, pero los indicadores de calidad presentan un estado de conservación elevado, se observa en el punto de muestreo relativo a la fauna piscícola, en la parte superior de la ribera de Monchique aproximadamente 900 m hacia la parte superior de la estación de Alferce. Este punto de muestro en la PES prevé un estado de conservación regular que se debe principalmente a las actividades de ganadería porcina muy presentes en la cuenca de la ribera de Monchique. No obstante, en relación con el índice F-IBIP se presenta como excelente. Con un propósito comparativo en la estación de Alferce, se observa que los macrófitos y las diatomeas obtienen el mismo nivel de calidad reportado en la PES, con excepción de los macroinvertebrados, que obtienen un nivel de calidad bueno. Estos resultados para la

fauna piscícola y los macroinvertebrados se deben principalmente a los caudales considerables que caracterizan la ribera de Monchique y también por el hecho de que el muestreo de la fauna piscícola se ubique más en la parte superior en relación con los otros elementos.

Las diatomeas presentan una concordancia buena entre sus clases de calidad con las de la PES y un bajo ajuste con la PES. El bajo ajuste se revela poco explicable en indicadores tradicionalmente sensibles a la carga orgánica y a nutrientes. Se trata de un elemento muy afectado por el caudal del río en el momento de la recogida y por la necesidad de experiencia en la correcta identificación de todas las especies y valencias indicadoras. El bajo ajuste resulta en gran parte de la desviación de algunos lugares (Odelouca, Porto de Lagos, Ponte Rodoviária y Ponte da Asseca), por lo que sugiere una revisión de las composiciones biológicas obtenidas o una observación de la situación de estos lugares, en función también de los resultados observados en los otros elementos. Esta diferencia tan evidente entre el ajuste y la concordancia puede explicarse por el hecho de que en la concordancia se trata de una relación entre variables cualitativas ordinales. En este caso se refiere al sitio Ponte Rodiviária, encontrándose los lugares restantes cuyas clasificaciones no corresponden al mismo nivel o a un nivel de calidad inmediatamente superior o inferior y contabilizándose, de esta forma, en la concordancia de un modo diferente en relación con el lugar de Ponte Rodoviária.

Los macroinvertebrados presentan un nivel de concordancia superior en relación con su coeficiente de determinación, lo que significa que poseen una mayor relación de sus clases de calidad con las clases de la PES. Presentan un coeficiente de determinación bueno en el que prácticamente la mitad de sus datos se explican por el modelo de la PES. Para los macrófitos, el IVR refleja procesos ecológicos y funciones estructurales del ecosistema, el MTR*p* se basa en la aparición y abundancia de especies acuáticas indicadoras del estado trófico. En relación con el estado trófico con la PES, presenta una concordancia buena en sus clases de calidad y un ajuste muy bueno. Para la estructura de los ecosistemas de ribera presenta una concordancia en un nivel muy bueno y un ajustamiento con la PES bueno.

Con relación a la fauna piscícola, el índice F-IBIP sólo presenta un gradiente de resultados muy concentrados, lo que puede justificar el ajuste con la PES en el que apenas justifica poco menos de la mitad de la variabilidad de los datos. En relación con la concordancia, se revela ligeramente superior en lo que respeta al ajuste, registrando en total cinco puntos con mayor discrepancia en su clasificación, que son Ribera de Monchique Montante, Barranco da Água Velha, Ribera da Carrapateira, Ribera da Cerca y Ribera de Odelouca aguas abajo.

De forma general, la metodología PES se ha revelado como un modo de preevaluación del estado ecológico muy próximo a la realidad, que registra una concordancia del 62,9% entre las clases de diagnóstico del estado ecológico determinado por la ARH Algarve en el ámbito de los PGBH de las riberas del Algarve. Se considera la PES como un modelo fiable que caracteriza el estado de conservación y se revela adecuada para la evaluación del estado ecológico en el ámbito regional.

5. AGRADECIMIENTOS

A Paulo Pinheiro, que prestó una ayuda inestimable en la recopilación y georeferenciación de los datos de presión. A Alexandre, de la ARH Algarve, por su disponibilidad y prontitud al contestar y compartir los datos. A todo el equipo de trabajo de Waterlobby, por su apoyo y camaradería, Paulo Pinheiro, Ana Mendes, Rosário Fernandes, Zé Maria, Paulo Branco, Pedro Segurado, António Albuquerque, Patrícia Rodriguez-Gonzalez, Susana Amaral, Rui Rivaes y Ana Silva. Un agradecimiento muy especial para todos ellos.

6. BIBLIOGRAFÍA

CEOLIN, L.P.W. 2010. *Plano de Restauro de Qualidade Ecológica de duas Ribeiras Do Oeste.* Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais, Universidade de Évora. Évora.

CORTES, R. M. V, PINTO, P., FERREIRA, M. T. & MOREIRA, I. 2002. *Estado de Conservação dos Ecossistemas Fluviais*". Capitulo 13. In Moreira, I., Ferreira, M. T., Cortes, R. M. V., Pinto, P. & Almeida, P. R. (ed.) *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos*. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

CORTES, R. V., OLIVEIRA, S. V., CABRAL, D. A., SANTOS, S. & FERREIRA, M.T. 2002. Different scales of analysis in classifying streams: from a multimetric towards an integrated system approach. *Archiv für Hydrobiologie*, 141 (3-4):209-224.

FERNANDES, M.R., FERREIRA, M. T., HUGHES, S., CORTES, R., SANTOS, J., PINHEIRO, P. 2007. Préclassificação da Qualidade Ecológica na Bacia de Odelouca e sua Utilização em Directrizes de Restauro. *Recursos Hídricos*, 28 (3): 15- 24.

OLIVEIRA, J.M. (COORD.); SANTOS, J.M.; TEIXEIRA, A.; FERREIRA, M.T.; PINHEIRO, J.P.; GERALDES, A. & BOCHECHAS, J. 2007. *Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais. Lisboa. 96 pp.





Ribera con vegetación de ribera degradada en el Algarve.
Foto: André Fabiao.
Vegetación de ribera en Fonte Benémola (El Algarve).
Foto: Jordi Camprodon.

PLANIFICACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN: APLICACIÓN EN LA REGIÓN DEL ALGARVE

Ana Barroso, Jordi Garcia-Gonzalo, Francisca Fructuoso Aguiar y Maria Teresa Ferreira
Centro de Estudos Florestais, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal. terferreira@isa.utl.pt

RESUMEN

Este trabajo tiene por objetivo desarrollar un modelo de optimización y priorización de acciones de restauración fluvial en la región del Algarve, fundamentado en una metodología de clasificación del estado ecológico basada en las presiones humanas actuantes a nivel local y regional. Este modelo, designado PES, fue calibrado a través del estado ecológico de las masas de agua de la región del Algarve obtenido a partir de datos reales de elementos biológicos monitorizados. Inicialmente, se ha definido una estructura jerárquica de acciones de restauración posibles. La planificación de restauración tuvo como base la optimización de estas acciones de acuerdo con su eficacia y sus costes. Este trabajo busca cumplir con los objetivos de las convenciones internacionales de protección y conservación de los recursos naturales y lograr los objetivos de la Directiva Marco del Agua (DMA) que forman parte de los sistemas de apoyo a la decisión para restauración fluvial.
Palabras clave: restauración fluvial, planificación, eficacia y costes, estado ecológico, priorización de acciones.

ABSTRACT

PLANNING AND PRIORITIES FOR RESTORATION ACTIONS: APPLICATION IN THE ALGARVE REGION. This study concerns the planning and optimization of river restoration activities in the Algarve region. A Predicted Ecological State (PES) classification was obtained based on the addition of human pressures acting upon the waterbodies, either locally or regionally. The PES methodology was previously proven to be a good indicator of ecological status and was calibrated against the classifications obtained with real data of biological quality elements from the Water Framework Directive (WFD) monitoring network of the Algarve. From the aggregate and individual pressures at different spatial levels river restoration measures required to achieve a “good” ecological status for each WB were proposed. The planning of restoration actions was based on the optimization of these actions according to their effectiveness and costs. This paper seeks to fulfill the objectives of international conventions to protect and conserve natural resources and achieve the goals of the WFD, helping with the analysis and decision making for river restoration.
Keywords: river restoration, planning, efficacy and costs, ecological state, action prioritization.

1. INTRODUCCIÓN

Varios autores abordan la priorización de la restauración fluvial de diversas formas. Wyant *et al.* (1995) empezó por considerar un cuadro de decisión, que en primer lugar organiza la información fundamental a utilizar, donde son evaluados los objetivos alternativos para el proyecto de restauración. Estos objetivos se pueden utilizar en la identificación de diferencias entre los valores de grupos interesados y también en la comprensión de los límites de información para el análisis de decisión y para sugerir prioridades para pesquisa y para los grupos involucrados. Estos autores plantean la cuestión: "¿Cómo deben ser pensadas las alternativas de restauración ecológica con relación a otras opciones de gestión?". Uno de los abordajes posibles podrá ser la evaluación de las decisiones a tomar cuando se elige un determinado objetivo de restauración. De un modo general, se presentan cuestiones en relación con: (1) los objetivos deseados para restauración; (2) el impacto ecológico cumulativo de las presiones humanas y cómo determinar la necesidad de restauración; (3) el mejor método y tecnología a aplicar en las actividades de restauración; y (4) cómo el éxito o el fracaso de la restauración deberá ser juzgado (Wyant *et al.*, 1995).

Roni *et al.* (2002) resumen la eficacia de varias técnicas de restauración de forma que se providencie una estrategia jerárquica en la priorización de emplazamientos específicos en el contexto de la cuenca hidrográfica. Empiezan por identificar los procesos de formación de hábitats degradados y que necesitan ser restaurados en tres pasos: (1) identificar tipos y tasas naturales en los procesos de formación de hábitat, dando una expectativa razonable de cómo una cuenca o un río restaurados deberían funcionar; (2) determinar dónde los procesos son alterados y cuáles son los factores responsables, providenciando un contexto histórico de modo que se analice donde han sido interrumpidos los procesos en la cuenca por el uso del suelo; y (3) del conocimiento de estos procesos, identificar las prácticas y acciones necesarias para la restauración a largo plazo y así facilitar la decisión de cómo restaurar los procesos perturbados.

Beechie *et al*. (2008) plantean la siguiente cuestión, muchas veces observada en los proyectos de restauración: "¿Cuál es la acción de mayor prioridad?". De acuerdo con estos autores, esta pregunta puede generar tres fuentes distintas de discusión. La primera, la importancia de delinear objetivos comprensibles, muchas veces es ignorada, y entonces los grupos de restauración abordan el análisis de la cuenca hidrográfica y la priorización de la restauración sin una base sólida en sus objetivos y valores. La segunda, los pasos para la traducción del análisis de la cuenca hidrográfica, resulta en una lista de acciones de restauración vagas y los equipos de restauración muchas veces conducen a la evaluación de la cuenca pero no utilizan los resultados para la identificación de acciones de restauración necesarias para lograr sus objetivos. La tercera no tiene ninguna revisión sistemática de los abordajes de priorización de acciones de restauración, llevando a dificultades en la definición de prioridades y en la selección de una estrategia que se adapte a sus necesidades.

Con el rápido crecimiento de la población mundial, es poco probable que las actividades económicas que producen cambios significativos en la modificación de los recursos naturales terminen, de modo que serán necesarias formas alternativas de gestión de los recursos que vayan de acuerdo con las necesidades humanas. No obstante, debido a una base de recursos limitada, la producción de bienes y servicios sostenibles, proporcionada por todos los ecosistemas, requiere capacidades reforzadas en la evaluación y restauración de los procesos ecológicos degradados por las actividades humanas (Lubchenco *et al*., 1991). De esta forma, la importancia de la restauración ecológica es evidente tanto para la sociedad como para la comunidad científica (representa un verdadero reto), principalmente

para la implementación de políticas capaces de recuperar la producción sostenible en los bienes y servicios naturales de los sistemas ecológicos (Wyant *et al*., 1995).

La necesidad de restauración ecológica con soporte a la utilización sostenible de los recursos acuáticos es uno de los elementos clave de la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/EC). Los bienes naturales y los servicios derivan de la estructura, función, diversidad y dinámica de los ecosistemas acuáticos. Los bienes naturales son normalmente productos de fácil percepción, como alimento, agua (para consumo y para irrigación), pesca, etc., mientras que los servicios resultan de los procesos del ecosistema son, por lo tanto, difícilmente visibles y sus beneficios son más difíciles de medir y, en consecuencia, más propensos a ser olvidados. En este contexto, la DMA representa un verdadero potencial para la alteración de la gestión de los recursos acuáticos en toda la Unión Europea. La DMA prevé e impone un estatuto de planificación a nivel de los tipos de ríos y cuencas hidrográficas y propone metas ecológicas, sobre todo a nivel de la calidad del agua como principal fuerza en su gestión. Esta visión lleva a un abordaje ecológico en la gestión del agua y a un gran desafío. La visión ecológica y los requisitos exigidos por la DMA se han revelado de mayor importancia para las prácticas de conservación en Europa que las directivas anteriores (como la Directiva Hábitats 92/43/EEC). Hay imposición de metas explícitas de conservación: (1) cubre todas las aguas superficiales; (2) requiere que los Estados Miembros recuperen la calidad ecológica en varios sitios; y (3) requiere la identificación de redes de monitorización de calidad ecológica. La DMA impone a los Estados Miembros una meta de un estado ecológico bueno de las aguas superficiales en los ecosistemas acuáticos (Pollard & Huxham, 1998).

El presente trabajo tiene como objetivo principal la planificación de acciones de restauración, teniendo como base una evaluación del estado ecológico en el contexto de la DMA. El área de estudio es la región del Algarve y se pretende optimizar la planificación de actuaciones de restauración ecológica en sistemas fluviales para el cumplimiento de las metas ambientales definidas por la DMA.

2. METODOLOGÍA – ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN

La metodología desarrollada se basa en una clasificación preexistente del estado ecológico de las masas del agua y en la existencia de un número suficiente de MA con datos reales de los elementos biológicos. Además, existen informaciones detalladas para cada MA de las presiones humanas ejercidas sobre ellas para los varios ejes de presión (química, hidrológica y morfológica). La metodología se inicia con un paso crucial: la estructuración jerarquizada de las acciones posibles de restauración a desarrollar (Tabla 1).

Se identificaron las causas de la degradación de los sistemas fluviales y se encontraron las acciones que minimizan las presiones ejercidas por las actividades humanas. Estas fueron diferenciadas en dos grandes grupos: causas asociadas a fuentes de polución en la cuenca (puntual y difusa) y causas que afectan el sistema fluvial directamente. Se describen en seguida las causas de la degradación y las medidas estratégicas que las podrán minimizar englobando un conjunto de acciones posibles de implementar.

2.1. Malas prácticas agrícolas y forestales - Alteración de la escorrentía y lixiviación de nutrientes

La alteración de la ocupación de la tierra, sobre todo para la producción agrícola y forestal, presenta impactos bastante evidentes, como la promoción de la erosión, el transporte de sedimentos y la compactación del suelo. La compactación impide la infiltración del agua y de los nutrientes y se debe frecuentemente a la movilización por largos períodos, al pastoreo y al uso continuado de máquinas agrícolas y forestales pesadas. El impacto del agua de la lluvia en suelos agrícolas que se encuentran con poca o ninguna cobertura promueve la desagregación de las partículas superficiales de los suelos y la cantidad de agua en exceso da lugar a la escorrentía superficial, que arrastra esas partículas de la tierra, conjuntamente con los fertilizantes utilizados por las actividades agrícolas, llevando a la degradación de la calidad del agua.

El recurso a la producción intensiva agrícola es uno de los principales causantes de la remoción continua de nutrientes del sistema para los cultivos, lo que conduce al uso macizo de fertilizantes orgánicos, como abono animal y urea; fertilizantes inorgánicos, como nitratos y fosfatos, y al uso de pesticidas. Las partículas de tierra arrastradas por la escorrentía superficial llevan consigo los fertilizantes utilizados excesivamente en la agricultura, y sobre todo los que tienen mayor movilidad. El nutriente más utilizado es el nitrógeno, debido a su escasez en los suelos, y también por su eficacia inmediata en la productividad en los cultivos. Este nutriente es el mayor causante de problemas de contaminación, ya que presenta una elevada solubilidad en el agua y es responsable de importantes repercusiones en los sistemas acuáticos. Los nitritos resultan de la descomposición del nitrógeno, y presentan serias consecuencias en la fauna acuática y producen la oxigenación del ión ferroso a férrico, que conduce a efectos cardiovasculares y respiratorios sobre los seres vivos (González del Tánago *et al.*, 2007a).

Con la finalidad de combatir el uso excesivo de nitratos de origen agrícola, impedir también su difusión para proteger la salud humana, los recursos vivos y los sistemas acuáticos, y otras utilizaciones del agua, se creó la Directiva 91/676/CEE, que fue transpuesta para la legislación portuguesa por el Decreto-Ley 235/97, de 3 de septiembre, alterado por el Decreto-Ley 68/99, de 11 de marzo. Otro fertilizante también muy utilizado es el fósforo, pero su riesgo de contaminación de las masas de agua es bajo una vez que presenta baja solubilidad. Los riesgos de contaminación por fósforo están más relacionados con aguas residuales domésticas e industriales, principalmente con exceso de detergentes.

Las buenas prácticas agrícolas son primeramente elaboradas en torno al control de la erosión, y apenas tendrán un efecto inmediato en la reducción de fósforo. La reducción significativa de la contaminación por nitratos y pesticidas apenas será alcanzada conjuntamente con planos de gestión a la fertilidad de los suelos y por la gestión de plagas integradas con otras prácticas (Logan, 1993).

Medida: campañas de sensibilización y extensión agraria

Esta medida comporta un esfuerzo conjunto, tanto por parte de los productores agrícolas como por parte de las entidades involucradas en la gestión agrícola, que pueden ser gubernamentales y de investigación. Para eliminar o reducir las malas prácticas agrícolas, las entidades responsables de la gestión agrícola deben elaborar campañas de sensibilización o acciones de formación junto a la

comunidad agraria. Estas campañas deben tener directrices no sólo de cómo se deben aplicar buenas prácticas agrícolas, sino también de cómo la implementación de esas prácticas puede ser beneficiosa para los productores, con relación a su reducción de costes, optimización de su producción, prevención de plagas y enfermedades en sus cultivos y para el medio ambiente que los rodea.
Las directrices deben enfocar la gestión de nutrientes, el uso sostenible del agua para la irrigación y las posibles alteraciones estructurales en sus propiedades, existiendo siempre colaboración entre todas las partes interesadas. A continuación, se describen las prácticas que minimizan los impactos originados por malas prácticas agrícolas y forestales a aplicar en la región del Algarve.

• Acción 1: gestión de la fertilización - Época de aplicación

La gestión de fertilizantes utiliza prácticas agrícolas que permiten una producción de cultivos eficiente mientras controla fuentes de polución difusa. En este caso, se hace necesario el desarrollo de un plan de gestión de nutrientes, adaptado a las características del sitio. Estos planes deberán ser desarrollados de acuerdo con el tipo de suelos y sistemas de producción de cultivos. El objetivo es la minimización de los efectos de agresión ambiental, sobre todo en relación con la calidad del agua, mientras se optimizan los beneficios de la producción agrícola.

Una gestión de nutrientes eficaz disminuye el movimiento de nutrientes y minimiza las cantidades disponibles para pérdida. Este tipo de control puede ser alcanzado a través de un balance de nutrientes, de acuerdo con el tipo de cultivo, aplicándolo en el tiempo adecuado con métodos apropiados y las cantidades necesarias para la producción, teniendo siempre en cuenta los peligros ambientales envolventes. La gestión de nutrientes resultará de esta forma en una menor cantidad de aplicación de fertilizantes comerciales, con una reducción de costes en la producción agrícola. De esta forma, la gestión de nutrientes pasa por el control en la fuente de aplicación, cantidad y época de aplicación.

Esta acción tendrá influencia en las presiones relacionadas con la polución difusa (K_2 (CBO) y K_3 (P)), y su aplicación para toda el área agrícola presente en la cuenca y proximal (K4, K4a, K5, K5a).

• Acción 2: alteraciones estructurales de las propiedades agrícolas y el uso de la tierra

Esta acción pretende minimizar la erosión y el transporte de sedimentos. Con su aplicación se preservarán los suelos y se reducirá la masa de sedimentos que alcanza las MA protegiendo el suelo agrícola y la calidad del agua. El control de la erosión y del transporte de sedimentos permite reducir el transporte de nutrientes agregados a las partículas del suelo. Las prácticas direccionadas al control del transporte de pequeñas partículas del suelo, como arcillas y limo, podrán mostrarse más eficientes porque estas fracciones del suelo son responsables del transporte de gran parte de los nutrientes absorbidos.

Las alteraciones estructurales en las propiedades agrícolas implican la implementación de prácticas que minimicen la erosión del suelo y el transporte de sedimentos, considerándose así todas las prácticas que mantienen el suelo cubierto con vegetación o con cultivos residuales. Estas alteraciones estructurales están condicionadas por la topografía del terreno, como el desnivel y su longitud. En esta acción será entonces necesario identificar las zonas de las cuencas donde exista mayor pérdida de suelo y definir prácticas de minimización de la erosión y transporte de sedimentos. Algunas de las prácticas descritas aquí pueden observarse en algunas zonas y es importante hacer una descripción y registrar si presentan la misma intensidad de erosión y transporte de sedimentos

que otros terrenos confinantes en los que no se verifiquen las mismas prácticas.
Los cultivos de cobertura (cultivos anuales) son producidos con la finalidad de proteger el terreno durante la estación de lluvia. Esta práctica contribuye significativamente a la conservación del suelo y al aumento de la calidad ambiental, puesto que influencia la dinámica microbiana y la disponibilidad de nutrientes para los cultivos siguientes. Permite también la fijación de nitrógeno (en el caso de leguminosas), la agregación del suelo, influencia la hidrología y previene la erosión por el agua y el viento. Además de la conservación del suelo, el efecto más importante es el hecho de limitar la lixiviación de contaminantes para las aguas subterráneas. En relación con el ciclo del nitrógeno, algunas familias de plantas como las leguminosas son importantes en la fijación de nitrógeno, mientras que otras lo son en su absorción (Salmerón *et al.*, 2011).

Los cultivos en curvas de nivel se establecen perpendicularmente al desnivel y reducen el drenaje superficial a través del aumento de la rugosidad de la superficie del suelo. La rugosidad de la superficie reduce la velocidad de la escorrentía proporcionando más tiempo para que el agua se infiltre en la tierra y disminuya la erosión (Stevens *et al.*, 2009). La rotación de cultivos consiste en la plantación secuencial de diferentes cultivos en la misma parcela a lo largo del año. Estas prácticas tienen implicaciones económicas y ambientales en el contexto de la agricultura sostenible. Tienen impacto en el ambiente biótico y abiótico, ejercen influencia en el balance de nutrientes y agua en los suelos, minimizan plagas y enfermedades, alteran las cargas de nutrientes y sedimentos, contribuyen a la diversidad de especies y cambian los paisajes agrícolas. La decisión sobre la secuencia de cultivos debe estar basada en el objetivo de optimizar tanto en el ámbito financiero como ambiental. En el ámbito financiero, se maximizan los beneficios a través de la reducción de los costes en uso de fertilizantes y pesticidas (Schönhart *et al.*, 2011).

La práctica del emparejado del suelo reduce los efectos negativos de la compactación de este suelo y, por tanto, mejora las propiedades del suelo aumentando la productividad de los cultivos. Promueve el crecimiento de las raíces, así como la infiltración del agua y de los nutrientes, contribuyendo a la reducción del drenaje superficial. No obstante, la energía requerida y los costes asociados con la labor del subsuelo pueden ser elevados (Raper *et al.*, 2007).

Esta acción tendrá influencia en las presiones relacionadas con la polución difusa (K_2 (CBO) y K_3 (P)), y su aplicación para toda el área agrícola presente en la cuenca y proximal (K4, K4a, K5, K5a).

- **Acción 3: calendario de la irrigación y reutilización del agua de irrigación y de drenaje superficial**

Siendo el Algarve una región con grandes carencias en relación con la disponibilidad de agua, el objetivo de esta acción se toma con la gestión sustentada del agua para irrigación. Esta medida de gestión permite, además de promover el uso sostenido del agua para la agricultura, reducir el movimiento de contaminantes del suelo a las aguas subterráneas y superficiales. Una buena planificación y gestión de los sistemas de irrigación reduce la pérdida de agua por evaporación, percolación profunda y escorrentía, minimizando también la erosión. De este modo, los gastos de agua para la irrigación son menores, se promueve su uso eficiente y se reduce también la descarga total de contaminantes asociados al agua de irrigación. Esta acción se centra en componentes que administran la calendarización, la cantidad y la localización de la aplicación del agua de modo que responda a las necesidades de los cultivos.

La planificación de utilización del agua deberá realizarse a través de una planificación temporal, o sea, del calendario de la distribución del agua (Almiñana *et al.*, 2010). Sin embargo, la decisión de la planificación y la calendarización de la distribución de agua para irrigación dependen de las técnicas, de las herramientas y del nivel de sofisticación disponible. La planificación temporal de los recursos hídricos tiene por base características inherentes a las condiciones biofísicas que implican estos recursos, mientras que el calendario de la distribución se basa en parámetros como la cantidad disponible y las necesidades de los cultivos.

El calendario de la irrigación es una estrategia de gestión del uso del agua que previene su excesiva aplicación, a la vez que maximiza el rendimiento del almacenamiento del agua. De esta forma, se permite asegurar la aplicación del agua en los cultivos siempre y cuando sea necesaria. Una calendarización eficiente requiere la noción de varios factores, como propiedades de la tierra, la variabilidad del suelo dentro de la parcela agrícola, relaciones suelo-agua-cultivo (por ejemplo, asociar el uso del agua de acuerdo con los varios períodos de desarrollo de los cultivos como plantación, crecimiento, maduración y cosecha), tipo de cultivo y su sensibilidad a la sequía, y, además, implica una monitorización meteorológica (factores climáticos como la precipitación y la temperatura). Así, considerando todos estos aspectos, el calendario de la irrigación es bastante complejo. Varios estudios utilizan herramientas de calendarización, incluyendo modelos computacionales, que simulan el balanceo del agua en el suelo, con el fin de producir estimaciones con relación al déficit del agua y estimaciones de los beneficios por la racionalización de la irrigación (Pereira, 1999).
La reutilización del agua de irrigación y del drenaje superficial implica la implementación de instalaciones colectoras tales como acequias, canales de drenaje, tuberías de transporte del agua recogida para un área central de colecta (ej., embalses).

Esta acción tendrá influencia en las presiones relacionadas con la polución difusa (K_2 (CBO) y K_3 (P)), a su aplicación para el área agrícola irrigada presente en la cuenca y proximal (K4, K4a) y K10 (cultivos irrigados proximales), ya que se entiende que esta presión está relacionada con la captación de agua directamente en el río.

2.2. Monocultivo y pérdida de funciones de los ecosistemas

El uso del suelo con fines agrícolas es una de las presiones responsables de las transformaciones de las funciones del ecosistema. Una vez que causan reducción de hábitats, conducen a la fragmentación de ecosistemas, modifican sistemas fluviales por eliminación de la vegetación ribereña, alteran la composición de las comunidades florísticas, crean infraestructuras para la captación de agua y regulan caudales, originando también la homogeneización del paisaje y la disminución de la biodiversidad.

Los hábitats de los sistemas fluviales facilitan refugio y alimento para muchas especies, tienen una función reguladora de la temperatura y proveen humedad y sombra necesarias a varias comunidades. Estos hábitats, debido a su compleja estructura y diversidad, acogen una gran cantidad de organismos; por ejemplo, suministran a los herbívoros acceso al agua y protección contra temperaturas elevadas en verano; varias especies de aves nidifican y se alimentan en los corredores fluviales (aves insectívoras, piscívoras, frugívoras); existen mamíferos que desarrollan su ciclo de vida en los ríos y en sus proximidades, y, obviamente, la fauna piscícola es uno de los principales recursos de los ríos.

La homogeneización del paisaje es evidente en producciones agrícolas de regadío, como pomares de citrinos, cultivos como el maíz y el arroz, olivares, etc., debido a la tendencia a exploraciones de mayor dimensión, de modo que se rentabilizan los sistemas de regadío y la utilización de maquinaria. La destrucción de los hábitats de ribera y la remoción del bosque ribereño promueve la degradación de la calidad del agua, ya que estos sistemas funcionan como filtros de fertilizantes provenientes de la utilización agrícola y como barreras en el transporte de sedimentos por la erosión del agua (Entry & Emmingham, 1996).

Con la finalidad de proteger los sistemas naturales con elevado valor ecológico y contribuir a asegurar la biodiversidad se creó la Directiva 92/43/CEE, que tiene como objetivo conservar los hábitats naturales (anexo I) y las especies de la flora y fauna salvajes (anexo II) considerados amenazados. Cabe a cada Estado Miembro crear una Lista Nacional de Sitios según los criterios especificados en el anexo III de la Directiva. Los Sitios de Importancia Comunitaria (SIC) son definidos de acuerdo con su región biogeográfica. Estos sitios serán más tarde designados como Zonas Especiales de Conservación (ZEC), que posteriormente serán parte integrante de la Red Natura 2000. En la legislación nacional, el Decreto-Ley 140/99 recibió la transposición para la orden jurídica interna de la Directiva.

Medida: plantaciones y sembrados

Esta medida pretende implementar o reducir los efectos de la polución difusa causada por el monocultivo Requiere la planificación de la plantación o sembrado de especies adecuadas al tipo de suelos, de modo que se minimice la erosión y funcione como filtro para nutrientes y pesticidas. Las plantaciones y sembrados tienen un efecto tampón con relación a los fertilizantes utilizados en la agricultura, son efectuados en fajas localizadas en la envolvente de los ríos y pueden realizarse junto a los cultivos o en alternancia con los cultivos.

• Acción 4: Vegetación Tampón (VT) - Filtros y diversidad en el paisaje agrícola

Esta práctica tiene como objetivo remover sedimentos y otros contaminantes de las aguas superficiales que escurren por filtración, deposición, infiltración, adsorción, absorción, descomposición y volatilización (Muñoz-Carpena *et al.*, 1999). Permite establecer el equilibrio del sistema agrícola una vez que aumenta la resistencia a plagas, enfermedades e infestantes, y beneficia la porosidad y la biodiversidad de la tierra, promoviendo de esta forma el ciclo de nutrientes, muchas veces interrumpido por la práctica agrícola de monocultivo.

La agricultura de regadío provoca grandes índices de erosión, principalmente aquellas que dejan la tierra al descubierto. Las zonas de vegetación tampón permiten controlar la erosión y minimizar el transporte por el agua de drenaje. Esta práctica consiste en la implementación de un área de vegetación muchas veces rellenando el contorno del terreno, o en fajas alternadas que ayudan en la remoción de sedimentos y de otros contaminantes provenientes de la escorrentía superficial (Dillaha *et al.*, 1989).

Los efectos positivos de la vegetación tampón están en la dependencia de varios factores externos como el volumen del flujo y las características del terreno (desnivel, tamaño, uso del suelo). El tipo de vegetación, su composición, edad y anchura también contribuyen al éxito de esta acción (Borin *et al.*, 2005). La vegetación tampón protege las aguas superficiales de formas variadas: intercepta la escorrentía superficial y fija los sedimentos, capta nutrientes y promueve la inmovilización o retraso

de pesticidas hasta que estos pasen a formas menos tóxicas (Schultz *et al.*, 1995).
Son conocidos varios estudios dedicados a la evaluación de la eficiencia económica y ecológica de la VT, en relación con el aprisionamiento de sedimentos y de nutrientes y a fenómenos bioquímicos. Entre estos, Delgado *et al.* (1995) hablan de una gran eficiencia de los VT, sobre todo de una reducción de la escorrentía superficial del orden del 70% al 80%, una reducción de sólidos suspensos, del 70% al 98% para el fósforo y del 70% al 95% para el nitrógeno.

Esta acción tendrá influencia en las presiones relacionadas con la polución difusa (K_2 (CBO) y K_3 (P)) y a su aplicación para toda el área agrícola presente en la cuenca y proximal (K4, K4a, K5, K5a, K10).

- **Acción 5: fajas de vegetación ribereña envolvente del río**

Esta acción tiene el objetivo de controlar la sedimentación, retener sedimentos y nutrientes, aumentar la capacidad de retención y porosidad de la tierra, permitiendo una mayor facilidad de infiltración de agua en el suelo y también la recarga de acuíferos, proporcionando también refugio para la fauna. Las fajas de vegetación ribereña han sido recomendadas como un medio para crear hábitats naturales, tanto para las especies acuáticas como terrestres, dentro de los sistemas agrícolas (Schultz *et al.*, 1995).

En las cuencas agrícolas es frecuente encontrar junto a los sistemas ribereños campos cultivados, pastos, casas y áreas seminaturales que pueden soportar vegetación herbácea y leñosa. Esta práctica de restauración puede ser diseñada para funcionar de forma semejante en las comunidades ribereñas naturales y podrá tener una eficiencia mayor para un objetivo, dado que en estas comunidades pueden ser efectuadas plantaciones/sembrados con combinaciones de árboles, arbustos y plantas herbáceas con funciones tampón para nutrientes, pesticidas y sedimentos (Schultz *et al.*, 1995).
Según Schultz *et al.* (1995) las fajas de vegetación ribereña deberán tener un ancho total de 20 m, con prioridad para especies autóctonas, compuestas por tres zonas de vegetación diferenciadas con diferentes anchuras. Una primera faja junto al margen con 10 m de ancho, con especies nativas que desarrollen rápidamente raíces en profundidad para estabilizar los márgenes. Sigue una segunda faja con 3,5 m de ancho (en zonas de pastaje pueden utilizarse especies arbustivas con espinos) y una tercera faja con cerca de 6,5 m que podrá servir para pastos, con plantas que tengan la capacidad de soportar inundaciones, retener sedimentos, disminuir la escorrentía y absorber los nutrientes procedentes del cultivo. Esta acción tendrá influencia en las presiones relacionadas con la polución difusa (K_2 (CBO) y K_3 (P)) y su aplicación para toda el área agrícola presente en la cuenca y proximal (K4, K4a, K5, K5a, K10).

2.3. Impermeabilizaciones y alteraciones de los caudales de inundación

Los efectos del desarrollo urbano en los ecosistemas fluviales son, en muchos casos, demasiado penalizadores e imposibilitan una restauración a larga escala. A pesar de ello, los sistemas fluviales poseen una gran capacidad de regeneración y, una vez identificadas las causas de perturbación, se podrán minimizar sus impactos. La urbanización degrada los ecosistemas fluviales de forma directa e indirecta, aumenta la frecuencia y la intensidad de inundaciones, disminuye las cotas piezométricas, aumenta la erosión en las márgenes de los ríos y aumenta la descarga de contaminantes, degradando consecuentemente la calidad del agua (González del Tánago *et al.*, 2007b).

La característica dominante en el proceso de urbanización es la disminución de la infiltración en el suelo, que lleva a un aumento de la escorrentía superficial, por aumento del área de impermeabilización

(Arnold & Gibbons, 1996). La impermeabilización del suelo ha sido utilizada como indicador de los impactos causados a los ecosistemas fluviales por la urbanización (Booth & Jackson, 1997).
En el caso de las riberas del Algarve, en los períodos de estiaje se observa la disminución del caudal de los ríos y con frecuencia la ausencia total de caudal; en consecuencia, hay una disminución del almacenamiento de agua. No obstante, durante los períodos de lluvia intensa aumenta la velocidad de la escorrentía superficial, ampliada por la flaca rugosidad de los pavimentos urbanos (Leopold, 1991). Los pavimentos urbanos disminuyen también la capacidad de recarga del agua, no sólo aumentando de esta forma el volumen del agua en la escorrentía superficial, o sea, más agua en menos tiempo, sino también los riesgos de inundación y alterando, de este modo, los caudales de inundación (González del Tánago *et al.*, 2007b).

La impermeabilización del suelo disminuye también el transporte de sedimentos, lo que da lugar a aguas libres de sedimentos que, junto con el aumento del drenaje en períodos de lluvia, lleva a la erosión del lecho y de las márgenes de los ríos y, consecuentemente, a un proceso de incisión del canal. Este proceso de formación de canales más profundos se traduce en impactos negativos tanto en la morfología como en la ecología fluvial, limitando las interacciones entre el canal y la planicie de inundación debido a la desconexión lateral. La incisión del canal puede provocar un aumento súbito de caudal en las cuencas urbanizadas y dar lugar a problemas de inundación (Chin & Gregory, 2004; González del Tánago *et al.*, 2007b).

Medida: estructuras de retraso e infiltración del drenaje
La Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2007 define un cuadro para la gestión de los riesgos de inundación, en el que es necesario evaluar e identificar las áreas urbanas en riesgo de inundación, centrándose en su prevención y protección. En el n.º 1 del artículo 175 (14) está previsto que para dar más espacio a los ríos, estos planes deberán tener en cuenta la manutención y la restauración de las planicies aluviales, así como medidas destinadas a prevenir y reducir los daños para la salud humana, el medioambiente, el patrimonio cultural y las actividades económicas. Estos planes pueden estar inseridos en los planes de urbanización evaluando, de acuerdo con el riesgo de inundaciones, la localización de estructuras que disminuyan la impermeabilización de los suelos.

- **Acción 6: estructuras de infiltración y filtración**

Los sistemas de infiltración son estructuras que reducen el flujo y el volumen de drenaje urbano y minimizan la descarga de contaminantes para las aguas superficiales. Existe una vasta posibilidad de configuraciones para sistemas de infiltración. No obstante, son diseñados como filtradores a través de materiales como la gravilla en trincheras y cuencas poco profundas. Los contaminantes son primeramente aprisionados a través de la filtración mecánica y físico-química, aunque los procesos químicos y biológicos como absorción y captación microbiana también contribuyan en la remoción de contaminantes (Hatt *et al.*, 2007).

Con la finalidad de disminuir la impermeabilización de los suelos en carreteras, las trincheras de infiltración son zanjas excavadas de poca profundidad, rellenadas de gravilla para que funcionen como una reserva subterránea, permitiendo la infiltración del drenaje. Las trincheras de infiltración pueden ser localizadas como parte del drenaje residencial o a lo largo de autopistas, como, por ejemplo, en el separador central. Es conocido también que los metales originados por la emisión y corrosión de vehículos y productos provenientes del asfalto de las carreteras alcanzan los suelos adyacentes a través de la escorrentía. Las trincheras de infiltración, además de disminuir el drenaje

superficial, previenen la contaminación de los suelos y del agua (Norrström, 2005).
Para el tratamiento de sedimentos y metales pesados, los sistemas de infiltración como las trincheras utilizan filtros de gravilla considerados eficientes en el tratamiento del drenaje urbano, en situaciones en las que los nutrientes son las fuentes de contaminación crítica. En este caso, su eficiencia es diminuta y no es una buena opción en ese tipo de tratamientos, aunque algunas modificaciones que promuevan procesos bioquímicos podrán mejorar la remoción de nutrientes (Hatt *et al.*, 2007).

El uso de cuencas de infiltración reduce el volumen de agua de drenaje y limita las descargas de contaminantes en las aguas superficiales. El agua de drenaje es almacenada temporalmente antes de infiltrarse gradualmente en el suelo. Las cuencas de infiltración pueden ser incorporadas en el paisaje urbano como espacios abiertos o áreas recreativas. Esta práctica se considera atractiva porque permite la recarga de las aguas subterráneas promoviendo la infiltración en el suelo y presenta también bajos costes de implementación (Scholz, 2007). Son muy eficientes en la remoción de contaminantes y son las más adecuadas para climas con estación seca prolongada, como se verifica en la región del Algarve.

Con esta acción se pretenden minimizar las presiones que influencian alteraciones morfológicas, el área impermeable en la cuenca y proximal (K6 y K6a) y la presión ejercida por las vías de comunicación (K7).

- **Acción 7: pavimentos permeables**

Los pavimentos permeables ofrecen una solución a los problemas relacionados con el aumento del drenaje urbano y la degradación de la calidad del agua asociados con el uso en carreteras. Estos sistemas son construidos por una matriz de bloques de betón o una estructura en red de plástico, con espacios rellenados con arena, gravilla o suelo que permiten la infiltración, lo que representa un rol importante en la mitigación de los impactos causados por el desarrollo urbano (Bratte & Booth, 2003).

Estos sistemas pueden ser aplicados en una variedad de áreas residenciales, comerciales e industriales, pero a pesar de ello son utilizados con poca frecuencia. En áreas donde existe una preocupación por la migración de contaminantes hacia los acuíferos, los pavimentos permeables deben contener en su estructura una membrana impermeable y el agua del drenaje urbano deberá ser conducida a un sistema de drenaje. Estos sistemas de pavimentos permeables pueden ser implementados en varias situaciones (Scholz & Grabowiecki, 2007): carreteras de accesos residenciales, estabilización de desniveles y control de erosión, campos de golf (caminos, aparcamiento) y aparcamientos (iglesias, privados, etc.).

Fue demostrado que los pavimentos permeables, además de controlar el drenaje superficial, son bastante eficaces en la remoción de contaminantes como hidrocarbonatos, metales pesados y nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Scholz & Grabowiecki, 2007).

Con esta acción se pretenden minimizar las presiones que corresponden al área impermeable en la cuenca y proximal (K6 y K6a) y la ejercida por las vías de comunicación (K7).

2.4. Focos puntuales de polución

Los focos puntuales de polución del agua incluyen diversos tipos de descargas directas en los cursos de agua: de ETAR, industriales, de agropecuarias, etc. Los residuos orgánicos contribuyen a la contaminación por la reducción del contenido de oxígeno disuelto en el agua y en forma de agentes patogénicos que causan problemas para la salud. La polución industrial contamina los sistemas fluviales mayoritariamente a través de productos químicos tóxicos y metales pesados.

Los residuos orgánicos contienen grandes porciones de sólidos que pueden cubrir rápidamente los hábitats bénticos, con consecuencias en la alteración de la composición de especies faunísticas. La contaminación de las aguas superficiales por residuos orgánicos causa el crecimiento rápido de microorganismos, resultando en un consumo elevado de oxígeno bioquímico y presentando así carencia bioquímica de oxígeno (CBO_5). Como consecuencia, la reducción del oxígeno disuelto causa fuertes perturbaciones en los ecosistemas acuáticos y es posible verificar la muerte de muchos peces e incluso llegar a situaciones extremas en las que la vida acuática no es soportada (Hooda *et al.*, 2000). En Portugal, las descargas de residuos orgánicos algunas veces provienen de forma ilegal de agropecuarias, que luego echan directamente en los cursos de agua generalmente en períodos de lluvia.

Las ETAR tienen el objetivo de reducir contaminantes convencionales como sólidos suspensos, sustancias consumidoras de oxígeno, pH, aceites y grasas y bacterias coliformes fecales de las aguas residuales de origen urbano, industrial y agropecuario, pero no remueven los metales pesados ni los químicos orgánicos que entran en las centrales de tratamiento. Del tratamiento de las aguas residuales se generan lodos de depuración con características muy variables según la dimensión de la ETAR y el tipo de efluente. Estos lodos de depuración constituyen un residuo que necesita ser debidamente eliminado o valorizado. Normalmente, estos lodos son utilizados como fertilizantes porque contienen grandes cantidades de materia orgánica y también nutrientes como el nitrógeno y el fósforo. No obstante, contaminantes como metales y otras substancias orgánicas que no son removidas tienen que ser tenidas en cuenta una vez que puedan ser altamente perjudiciales para la salud humana y de los ecosistemas (Li *et al.*, 2011).

Medida: descontaminación

Esta medida tiene como objetivo, en primer lugar, identificar los focos de polución puntual y minimizarlos en seguida para eliminar los efectos nocivos para la salud humana y para los ecosistemas. La descontaminación engloba acciones que pretenden mejorar el nivel de la desinfección, el transporte de aguas residuales y de residuos orgánicos provenientes de las agropecuarias y que también tienen como objetivo promover la mejoría de los sistemas de gestión de tratamiento de aguas residuales y encontrar alternativas a los sistemas actuales.

- **Acción 8: derivaciones, retenciones y tratamientos de agropecuaria**

Esta acción tiene como objetivo minimizar los impactos producidos por residuos provenientes de las agropecuarias. Está relacionada con la gestión de estos residuos para asegurar condiciones que minimicen la producción de malos olores, reduzcan el potencial contaminante y disminuyan los riesgos ambientales.

Los sistemas de almacenamiento deben ser analizados de acuerdo con las características de los

residuos producidos. Los estiércoles deben ser almacenados en estructuras propias antes de ser encaminados al tratamiento, una opción es el condicionamiento en sitios delimitados por muros con una abertura para equipamientos apropiados para cargas y descargas. Estas estructuras de almacenamiento deberán tener desnivel con el fin de permitir el drenaje de efluentes recogidos en una fosa, estanque u otro tipo de embalse (Gonçalves, 2005).

Las grasas deben ser, en una primera fase, sometidas a una separación sólidos-líquidos con el objetivo de reducir la carga contaminante del componente líquido. El componente líquido deberá ser almacenado en fosas o en estanques para posteriormente ser utilizado, por ejemplo, en el lavado de establos. El componente sólido deberá ir encaminado al almacenamiento o tratamiento.

Las estructuras de almacenamiento de las grasas deben ser construidas bajo la responsabilidad de empresas especializadas. Son fosas, estanques o lagunas artificiales construidas con el fin de garantizar que el escape de líquidos a la tierra sea minimizada. De esta forma, las fosas deben ser revestidas con materiales impermeabilizantes. Estas estructuras deben poseer un drenaje a su alrededor para impedir la penetración de aguas pluviales que puedan arrastrar los contaminantes a cultivos y cursos de agua. Una medida de protección ambiental es la instalación de una faja de cultivos permanentes de gramíneas (no fijadoras de nitrógeno) capaces de consumir un porcentaje relevante del nitrógeno, fósforo y otros nutrientes. La localización de estas estructuras debe ser elegida estratégicamente, evitando la presencia de agujeros y pozos y la proximidad de cursos de agua.

El tratamiento de estos residuos puede ser realizado a través de compostaje o digestión anaerobia, que consiste en la degradación y humificación controlada de los residuos orgánicos por aerobia. La digestión anaerobia consiste en un método biológico de tratamiento en el que la descomposición de los residuos orgánicos biodegradables se realiza en la ausencia de oxígeno. El biogás, constituido por un 60% de metano y un 40% de dióxido de carbono, es un producto resultante de este proceso. Este producto puede generar calor y ser utilizado como biocombustible (Gonçalves, 2005).

Esta acción permite minimizar las presiones puntuales, sobre todo las que respectan a la agropecuaria (K1 y K1a).

• Acción 9: intervenciones estructurales en las exploraciones agropecuarias

Esta acción tiene como objetivo minimizar la incorporación de las aguas de las lluvias en los residuos producidos por la agropecuaria o efluentes. Requiere intervenciones estructurales en las agropecuarias como la construcción de canalones y tuberías para drenaje u otros sistemas para su escorrentía.

Con esta acción, se pretenden minimizar presiones puntuales de agropecuaria (K1 y K1a) y la presión de polución difusa (K2).

• Acción 10: recalificación de estaciones de tratamiento de aguas residuales (ETAR)

Las ETAR tienen la función de tratar las aguas residuales de origen urbano, industrial y agropecuario en términos de calidad. Presentan un desarrollo ambiental bastante importante, produciendo un efluente con una calidad superior respecto al inicial. A pesar de ello, presentan un efecto secundario, como la producción de lodos. Este producto resulta de la transferencia de la carga contaminante

asociada a la carga residual para una fase sólida, creando de esta forma un problema de gestión de residuos sólidos cada vez más grande debido a la implementación creciente de ETAR. Se hace importante la recalificación de las ETAR en el sentido de aplicar nuevos métodos que produzcan menos cantidad de lodos, implementando nuevos sistemas de tratamiento y de reciclaje de lodos para uso agrícola.

Las ETAR son eficientes en la remoción de nutrientes y de elementos patogénicos nocivos para la salud humana y la salud de los ecosistemas. No obstante, la remoción de metales pesados de las aguas residuales no se presenta muy eficaz. Los metales pesados, al revés de los contaminantes orgánicos, no son biodegradables y se muestran cumulativos en organismos vivos. Muchos de los metales pesados son tóxicos y cancerígenos, y los de origen industrial deben merecer especial atención porque presentan metales pesados como zinc, cobre, níquel, mercurio, cadmio, plomo y cromo (Fu & Wang, 2011).

La recalificación tiene como objetivo disminuir las presiones ejercidas por las ETAR ya existentes que no dan respuesta a las necesidades de nuevos volúmenes de aguas residuales a ser tratadas. En esta acción se pretenden minimizar las presiones K1 y K1a (fuentes tópicas de polución en el área de la cuenca y en la proximidad de la MA referente a la presencia de la ETAR).

2.5. Degradación y alteración del lecho de crecida

Los corredores ribereños se sitúan en la interfaz entre los sistemas terrestres y acuáticos debido a su diversidad y dinámica, y constituyen hábitats complejos. El ancho de los corredores ribereños, el nivel de control que la vegetación adyacente al canal ejerce en el ambiente de ribera y la diversidad de atributos funcionales, como información de flujo, ciclos biogeoquímicos, etc. están relacionados con el tamaño del curso de agua, con su posición dentro de la red de drenaje, el régimen hidrológico y la geomorfología local. Los ecosistemas ribereños incluyen una variedad de tipos de comunidades, desde fajas de floresta de árboles de hoja persistente con alfombras de musgo hasta los paisajes con planicies aluviales con árboles de hoja caduca y arbustos. Los ecosistemas fluviales exhiben, de esta forma, una elevada diversidad ecológica en su estado natural (Naiman *et al.*, 1993; Ward *et al.*, 2002).

En grande parte de los cursos de agua se observa que la ocupación humana, tanto agrícola como urbana, ha alterado de forma sustancial la dinámica característica de estos ecosistemas. Los principales factores que contribuyen a la degradación de estos ecosistemas son las alteraciones de las márgenes de los ríos, los cortes de mata ribereña, la construcción de zanjas, la canalización y la polución (Nilsson & Svedmark, 2002). Esta ocupación desreglada provoca varios problemas ambientales ya descritos anteriormente, como la erosión, el transporte de sedimentos, la polución por carga excesiva de nutrientes, la degradación de la calidad del agua y la pérdida de valores y funciones del ecosistema, provocando también problemas socioeconómicos derivados del mayor riesgo de inundaciones (Ollero *et al.*, 2010).

Medida: reposición de territorio fluvial

La dinámica natural de los sistemas fluviales cuenta con su propio espacio, que fue modelado por varias inundaciones ocurridas a lo largo de los tiempos. Esta medida tiene como objetivo devolver al río, en la medida de lo posible, su territorio. El territorio fluvial puede definirse como el terreno, espacio o paisaje dominado por el sistema fluvial; incluye el canal, o corredor ribereño y, parcial

o totalmente, las cuencas de crecidas. Es una franja geomorfológica y ecológicamente activa, de gran eficacia y elevada complejidad. Deberá ser un espacio con un ancho adecuado, continuo e inundable sujeto a restricciones en la ordenación del territorio urbano (Ollero *et al.*, 2010).

Esta delimitación deberá tener en cuenta criterios geomorfológicos, ecológicos e históricos, de acuerdo con la evolución fluvial (esto es, sin carácter de permanencia) y siendo necesaria su revisión periódica con el objetivo de adaptarse continuamente a la dinámica fluvial y a cumplir con el buen estado ecológico propuesto por la Directiva Marco del Agua (2000/06/CE).

- **Acción 11: adquisición de terrenos confinantes**

Esta acción consiste en la adquisición de terrenos que pertenecen al espacio fluvial, pero que no tengan ocupación urbana (aglomerados urbanos, carreteras, etc.). La adquisición de terrenos confinantes al sistema fluvial podrá ser generadora de conflictos con los propietarios de los terrenos. Esta acción contribuirá a la minimización de los K4a y K5a (uso agrícola proximal de cultivos irrigados y uso agrícola proximal de cultivos no irrigados, respectivamente), visto que en esos terrenos confinantes se puede restaurar más fácilmente el sistema fluvial y las áreas agrícolas tienen menos impactos negativos. Esta acción posibilita la minimización que las presiones proximales ejercen directamente sobre el corredor fluvial (K4a, K5a y k10).

- **Acción 12: confinamiento del corredor fluvial**

Esta acción tiene el objetivo de delimitar y proteger áreas importantes que envuelven el corredor fluvial con el objetivo de preservar los ecosistemas. También pretende delimitar áreas de rehabilitación fluvial. El confinamiento podrá ser realizado con cercas y quiere contribuir a la minimización de las presiones de uso agrícola proximal de cultivos irrigados y uso agrícola proximal de cultivos no irrigados (K4a y K5a, respectivamente). Se pretende, con esta acción, minimizar todas las presiones agrícolas que ejercen presión directa sobre el corredor fluvial (K4a, K5a, k10).

2.6. Alteración de los patrones de transporte de agua y sedimentos

La alteración de los patrones de transporte del agua y sedimentos son importantes consecuencias de varias actividades humanas. Los regímenes hidrológicos son afectados por diques, presas y azudes para la captación del agua o con la finalidad de controlar inundaciones y sequías. Las presas perturban el sistema, tanto en la parte superior del río como aguas abajo, aunque aguas abajo las alteraciones sean de mayor extensión que en la parte superior, al nivel de la hidrología, geomorfología y ecología. La comprensión de los efectos hidrológicos y geomorfológicos es esencial para la restauración de los ríos y para la preservación de especies amenazadas (Graf, 2006).

Aguas abajo de las presas se observa una reducción bastante significativa de los caudales, que se refleja en los ecosistemas acuáticos y ribereños. Las presas presentan múltiples efectos en los procesos de los ecosistemas como transporte de materia orgánica, transporte de sedimentos, disponibilidad de hábitat físico, crecimiento de algas y disturbios en la comunidad de macroinvertebrados (Doyle *et al.*, 2005). Las presas afectan los componentes hidrológicos y promueven caudales mínimos durante mucho más tiempo que los observados en los ríos sin control de caudales, volviéndolos menos capaces de soportar las comunidades acuáticas y ribereñas, sobre todo durante el verano. También el período de caudales máximos y mínimos se presenta diferente entre los ríos regulados y los naturales, un factor que tiene mayor significado ecológico que geomorfológico, visto que muchas especies de aves ribereñas utilizan las planicies aluvionares para nidificación y puntos de pasaje,

en el caso de aves migratorias.
Las alteraciones en la forma del canal y en las condiciones del substrato pueden ser extensas. Debido a la pérdida de carga natural de sedimentos, el río presenta una flaca deposición en locales de aguas con menor velocidad y, así, una escasez de sedimentos inmediatamente aguas abajo de las presas, llevando a una erosión en las márgenes y en el lecho del río. Las presas obligan al ajuste en relación con el balanceo del agua y de los sedimentos que el río transporta. Así, donde se encuentran sedimentos finos disponibles con la combinación de la ausencia de velocidad para poderlos transportar y depositar en las márgenes, ayudando a la formación de meandros, los sedimentos son depositados en el lecho del río, de modo que se acumulan y presentan, así, una reducción de hábitats y también una reducción significativa en la riqueza de las especies en esta comunidad (Allan & Castillo, 2007).

Aguas abajo de las presas, en relación con el transporte del agua y sedimentos, puede observarse un estrangulamiento del canal en el curso principal del río, que se debe a la contribución de sedimentos de los ríos tributarios y a la incapacidad de transportar estos sedimentos por el río principal (Graf, 2006). La conectividad de los ríos es una característica fundamental para el funcionamiento y equilibrio de los ecosistemas fluviales. La pérdida de conectividad presenta consecuencias fácilmente perceptibles en varias especies de agua dulce, como especies migratorias de peces que usan diferentes hábitats durante su ciclo de vida, y que necesita una conectividad desde la parte inferior del río hacia la parte superior (Allan & Castillo, 2007; Graf, 2006).

Medida: reposición de la conectividad hidrológica natural
Freeman *et al.* (2007) definió conectividad hidrológica de una forma jurídica, basada en medidas científicas de transporte de agua, energía, materiales y organismos entre masas de agua, pero apoyada en el concepto de conectividad ecológica. Esta medida pretende reponer la conectividad hidrológica natural de los ríos con la regularización de los caudales. En el área de estudio se encuentran cinco ríos que presentan estas condiciones (ribera del Odeáxere, ribera del Odelouca, río Arade, ribera del Beliche y ribera del Odeleite) donde pueden ser establecidas las acciones descritas.

- **Acción 13: reposición de un régimen de caudales ambientales**

La creación de directrices para caudales ambientales a nivel regional es especialmente importante en la gestión del agua en regiones mediterráneas donde los caudales de los cursos de agua principales están regulados y los recursos de agua son limitados. Esta acción requiere estudios relativos a los caudales que deben ser libertados por las presas, en el espacio y en el tiempo, para garantizar la conservación y manutención de los ecosistemas acuáticos, la producción de las especies con interés deportivo o comercial, la conservación y manutención de los ecosistemas ripícolas, así como los aspectos estéticos del paisaje y otros de interés científico o cultural.

Esta acción pretende minimizar las presiones K9 (número de pozos y agujeros verticales proximales) y K11 (MA con caudales regulados). En relación con las variables K9, a través de la remoción de la concentración de agujeros y pozos próximos a las líneas de agua que influencian la disponibilidad hídrica y los hábitats acuáticos, y la minimización del K11 a través de la reposición de un régimen de caudales naturales en las cinco grandes presas de la región del Algarve.

- **Acción 14: pasajes para peces y *bypass* de obstáculos**

Los pasajes y la protección para las especies de peces cuyos ciclos de vida dependen de la conectividad longitudinal son esenciales para cualquier tentativa de mantener la integridad biótica de los sistemas acuáticos. Esta acción tiene como objetivo proporcionar el *continuum* fluvial, ya que evita el aislamiento genético de las poblaciones y proporciona acceso a los hábitats (reproducción, refugio y alimentación). De esta forma, esta acción minimiza los efectos causados por obstáculos y cruces en la MA (K8), y apenas se aplica en este caso en las grandes presas del Algarve.

2.7. Alteración del movimiento de las especies y desvirtuación de los ciclos de vida

La alteración física de los hábitats es una de las amenazas más significativas para la biodiversidad y para el funcionamiento de los ecosistemas. Las alteraciones en el uso del suelo influencian la variabilidad de los caudales y la distribución de sedimentos en los ríos está fuertemente marcada por las superficies impermeables y la escorrentía superficial de áreas urbanas, por la exploración de madera y deforestación. La degradación de los hábitats de los ecosistemas fluviales puede ser manifestada en la pérdida de la complejidad física de hábitats (*riffle*, *pool*). Las zonas de ribera con vegetación ribereña natural tienen funciones de estabilización de las márgenes, moderación de la temperatura del agua, filtraje de nutrientes y sedimentos, influencia en la disponibilidad de luz e *inputs* de partículas de materia orgánica, o sea, influencian de una forma sustancial los trayectos energéticos en el ecosistema (Gregory *et al.*, 1991). En oposición, la pérdida de vegetación ribereña es acompañada de la erosión de las márgenes, la deposición de limo, el calentamiento del agua y la alteración de las cadenas alimentarias en el ecosistema. Se observa que la creciente presencia humana próxima a las MA aumenta las cargas de contaminantes provenientes de la agricultura, las áreas urbanas, etc. (Lowrance *et al.*, 1997).

De acuerdo con Bisson *et al.* (1992), existen varias evidencias de que la mala gestión de las áreas forestales resulta en una degradación sustancial del hábitat y la población de peces. Las alteraciones del flujo del agua y el aumento de la producción de sedimentos están entre las actividades de exploración forestal que, a largo plazo, provocan consecuencias de mayor severidad en el canal y las características de los hábitats. Las mayores fuentes de sedimentos incluyen deslizamientos de tierras de vertientes desforestadas, erosión de sedimentos almacenados a lo largo del tiempo en las márgenes y también en el propio lecho del río (Bruijnzeel, 2004).

La canalización y linearización de los ríos altera de una forma dramática el trayecto natural y las dimensiones del sistema. Esta alteración empieza por el corte de vegetación ribereña y el dragado de sedimentos del lecho del río para asegurar el transporte del agua para prevención de inundaciones. Este tipo de gestión se refleja en la comunidad de peces y macrófitos, que se ven altamente perjudicados por estas prácticas. Las consecuencias de estas prácticas son la disminución del hábitat, de la complejidad del substrato y caudales mínimos muy bajos, llevando a una reducción en la biodiversidad (Allan & Castillo, 2007).

Las especies exóticas o no nativas no afectan todos los hábitats. Algunas especies exóticas alcanzan poblaciones extensas que pueden ser clasificadas como invasoras. Las especies invasoras producen descendentes de una forma abundante y poseen la habilidad de dispersarse en grandes áreas (Richardson *et al.*, 2000). La potencialidad de las especies exóticas para volverse invasoras es elevada en los ríos alterados. En contraste con contaminantes químicos que pueden ser minimizados o eliminados en la fuente y hábitats que pueden ser potencialmente restaurados, la completa eliminación de especies exóticas es muy difícil de realizar. Así, debido a la falta de enemigos

naturales, los impactos de las especies introducidas en diferentes hábitats son imprevisibles y motivados por las interacciones entre especies (Allan & Castillo, 2007; Schnitzler *et al.*, 2007).
La población de peces depende mucho de las características del hábitat acuático, pues este soporta todas sus funciones biológicas. Esta dependencia está presente mayoritariamente en especies migratorias que requieren ambientes diferentes para las fases principales de su ciclo de vida, que son reproducción, crecimiento y maduración sexual. Las especies necesitan moverse de un hábitat a otro para poder sobrevivir (Larinier, 2001). Las alteraciones en los hábitats, sean ellas canalizaciones, quiebra de continuidad, baja variabilidad de caudales, alteración de la ocupación del suelo o introducción de especies exóticas y exóticas invasoras, son las causas del cambio del movimiento de las especies y la desvirtuación de los ciclos de vida.

Medida: reconstitución de las galerías de ribera

Esta medida pretende reponer el estado natural de las galerías de ribera y crear, de este modo, hábitats con capacidad de albergar comunidades naturales y restablecer muchas funciones de los ecosistemas ribereños que se encuentran degradados o inexistentes debido a la remoción de la mata ribereña. Se pretende también con esta medida reconstituir la estructura física de las márgenes y así controlar la erosión. Esta medida también tiene por objeto controlar la competición entre especies exóticas y espontáneas y, así, minimizar los efectos de la invasión de especies exóticas a través de la manutención y monitorización.

• Acción 15: plantío y sembrado de especies y manutención

Esta acción tiene el objetivo de reestructurar el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, principalmente en zonas sin sombras debido a la ausencia de un bosque ribereño. Se pretende también aumentar la heterogeneidad de los hábitats y la continuidad de la mata ribereña a través del plantío y el sembrado de especies autóctonas y características de las comunidades ribereñas de la región del Algarve, minimizando así el impacto de la presión de obstáculos y cruces (K8). Sabiendo que la mata ribereña, además de ser esencial para la riqueza de los ecosistemas, todavía posee la funcionalidad de filtrar determinadas presiones que influencian bastante la calidad del agua. Las presiones son: polución difusa (K2 y K3) y presiones de carga de fósforo y nitrógeno. Minimiza también los efectos de las presiones del uso agrícola proximal de cultivos irrigados (K4a) y del uso agrícola proximal de cultivos no irrigados (K5a), ya que estas actividades, además de utilizar fertilizantes, son responsables de la remoción de la mata ribereña natural, ganando terreno en el territorio fluvial. Por último, la presión de cultivos irrigados proximales (K10), ya que esta presión corresponde al consumo del agua en las MA para riego principalmente en períodos de sequía, perjudica la disponibilidad hídrica para el desarrollo de la vegetación ribereña natural.

• Acción 16: control de especies exóticas invasoras

El control de especies exóticas pretende minimizar el impacto de especies invasoras, en particular la caña, *Arundo donax* L., que debido a las alteraciones presentadas anteriormente, pero sobre todo la remoción de vegetación ribereña natural, se apoderaron de las zonas junto a los márgenes, dificultando el crecimiento de vegetación ribereña natural. Las especies invasoras aparecen normalmente en ríos muy alterados, principalmente en zonas de cultivos agrícolas intensivos. De esta forma, esta acción busca minimizar el impacto directo que el uso agrícola proximal de cultivos irrigados (K4a) y el uso agrícola proximal de cultivos no irrigados (K5a) ejercen sobre el río debido a la remoción de la vegetación ribereña para permitir el desarrollo de la vegetación natural.

• Acción 17: reconstitución de la estructura física de márgenes y control de la erosión

Esta acción tiene como objetivo detener la erosión acelerada de márgenes y taludes desprovistos de vegetación y reducir la erosión en niveles apropiados a los sistemas de ribera. En situaciones de elevada erosión, la protección inicial de las márgenes deberá ser provista primeramente con vegetación, madera y rocas conforme a lo que sea necesario. En otros casos, el desarrollo del uso de la tierra y en situaciones de caudales regulados hace que sea necesaria la implementación de estructuras más complejas para garantizar la estabilidad permanente de las márgenes y la utilización de vegetación dirigida a deficiencias ecológicas como la falta de sombras en el canal del río. Para casos de estabilización temporaria y permanente de las márgenes, se utilizan proyecciones de caudales con el fin de determinar el grado de resistencia de las estructuras suplementarias a la utilización de la vegetación (geotextiles, enrocamientos, etc.) para alcanzar una estabilización adecuada (FISRW, 1998).

Los geotextiles son utilizados en el control de la erosión, normalmente en combinación a través de sembrado o plantas colocadas en las aberturas en el revestimiento. Deberán ser aplicados materiales autosostenibles biodegradables como fibra de coco. Existen varios métodos para la estabilización de las márgenes, que son aplicados de acuerdo con la forma de las márgenes, las características de los caudales y de los suelos y la magnitud de erosión (FISRW, 1998).

Esta acción, además de reconstituir la estructura física de las márgenes y controlar la erosión, pretende minimizar también las presiones de polución difusa CBO (K2) y P (K3), porque se utiliza la vegetación para estabilizar las márgenes y funciona, por lo tanto, como filtro. Minimiza la presión ejercida por las actividades agrícolas que actúan directamente sobre el corredor fluvial (K4a y K5a).

Medida: reconstitución de hábitats del lecho

Esta medida tiene que tener en cuenta los principales factores que controlan la calidad de los hábitats acuáticos disponibles, o sea, las condiciones del flujo de agua, la estructura física del canal, la calidad del agua (temperatura, pH, oxígeno disuelto, turbidez, nutrientes, alcalinidad, etc.), el área ribereña y otros componentes vivos. Así, esta medida sólo deberá ser implementada cuando se den las condiciones favorables para la reconstitución de hábitats del lecho del río, tomando, por ejemplo, el hábitat de los peces. Este hábitat es un sitio o un conjunto de sitios en los que un único pez o una población pueden encontrar características físicas, químicas y biológicas necesarias para sus ciclos de vida.

- **Acción 18: diversificación física de hábitats**

En esta acción se pretende crear una diversificación física de hábitats acuáticos a lo largo de la MA para así corresponder a las necesidades de la fauna acuática durante sus ciclos de vida, proveyendo abrigo, cobertura, alimento, etc. Es posible distinguir en los ríos diferentes hábitats. Estos difieren entre sí sobre todo en la velocidad del agua y en la naturaleza resultante del substrato. Por ejemplo, la secuencia *riffle-pool* es observada en ríos cuyo lecho presenta grava como substrato. La introducción de elementos como piedras con dimensión igual o superior a una hoja A4 o materiales como troncos de árboles puede promocionar la formación de las secuencias *riffle-pool* y proporcionar hábitats estructurales complejos y ayudar también a aprisionar y a regular el movimiento de los sedimentos, apuntando hacia la conectividad fluvial (Newbury & Gaboury, 1993). Existen varias técnicas desarrolladas que ayudan en la rehabilitación de hábitats acuáticos, y todas dependen de los caudales, de la estructura del lecho y de la composición del substrato. Esta acción tiene el objetivo de minimizar la presión de obstáculos y cruces en la MA (K8) para promover la continuidad fluvial.

Medida: reconstitución de poblaciones acuáticas

La reconstitución de comunidades acuáticas es una medida de conservación necesaria en el caso de verificarse que los hábitats están degradados de tal forma que la probabilidad de que continúen soportando, por ejemplo, algunas comunidades piscícolas autóctonas es muy baja. También es usada en el caso de que se registre reducción de los efectivos poblacionales, existiendo riesgo para la especie. De esta forma, es necesario mantener una monitorización del control de las poblaciones. La reproducción en cautiverio contribuye a la conservación de especies, subespecies o poblaciones amenazadas, mostrando resultados positivos, por ejemplo, para peces de todos los tamaños, para una gran variedad de hábitats y en todas las partes del mundo. A pesar de su considerable potencial, la propagación artificial de peces no puede ser considerada como un medio efectivo a largo plazo. Esta técnica presenta riesgos para la conservación de la integridad genética, siendo esta medida utilizada apenas temporalmente, mientras que la restauración de hábitats adecuados para la reintroducción controlada y reconstitución de poblaciones auto-sostenibles no es realizada (Philippart, 1995).

- **Acción 19: control de población - Animales y vegetales**

Las poblaciones ecológicas son sistemas dinámicos en los que se registran variables como la densidad de la población, edad, tamaño, distribución y densidad de especies que interactúan con las poblaciones a estudiar. El control de poblaciones que constituyen los ecosistemas fluviales requiere una vigilancia constante, registrando ocurrencias de individuos amenazados, especies exóticas que compiten o predadoras de esos individuos, o incluso especies invasoras en el caso de la vegetación. Esta acción deberá ocurrir en todas las fases del proyecto, antes de la implementación, durante su implementación o acción, e incluso después de concluir todas las actuaciones consideradas necesarias para la restauración. En caso de que no se registren los efectos deseados en las poblaciones tras la restauración, a través de este análisis será posible identificar y reformular el problema y así actuar de nuevo para corregir y obtener los resultados pretendidos. Con esta acción es posible minimizar la presión de obstáculos y cruces en la MA (K8) para promover la continuidad fluvial.

- **Acción 20: repoblaciones de especies nativas**

La repoblación de especies nativas deberá tener lugar en MA o tramos de río donde se verifique la ausencia de las especies a introducir o en zonas donde se observe su presencia, pero en números muy reducidos. Este tipo de operación requiere que las presiones responsables de la reducción o desaparición de los individuos hayan sido eliminadas o minimizadas a niveles favorables para su desarrollo, incluso cuando todo el ciclo de vida de los peces introducidos pueda ocurrir en la MA. El ciclo será considerado positivo si existe desove o captura de alevines.

El éxito de esta acción en la MA es mayor cuando todos los obstáculos físicos hayan sido suprimidos o equipados con pasajes eficientes para peces (en el caso de peces migratorios), o en ríos que registren una mejora de la calidad del agua, a través de la eliminación o minimización de las fuentes contaminantes o fuentes de alteración física de los hábitats. Así, esta acción contribuye a la minimización de la presión de obstáculos y cruces (K8) favoreciendo la continuidad fluvial.

3. RESPUESTA A LAS ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN

El objetivo de lograr el buen estado a través de medidas de restauración presupone que los elementos de calidad biológica responden a estas, lo que no siempre pasa con igual intensidad. La metodología propone relacionar las respuestas de los indicadores biológicos con las presiones humanas inventariadas para evaluar la eficacia de las acciones que minimizan estas presiones.

Fue encontrada la magnitud de las respuestas de los elementos de calidad a las presiones (tabla 2) y el impacto que esas actuaciones tienen en la minimización de las respuestas dadas por los elementos de calidad. Finalmente, se formuló un problema de optimización de las actuaciones de restauración teniendo en cuenta su coste y beneficio.

Tabla 2. Respuesta de los elementos de calidad biológica a las presiones humanas. IPS - *Indice de Polluossensibilité Spécifique* (Coste in Cemagref, 1982), IPtIS - *Rivers Biological Quality Assessment Method-Benthic Invertebrates* (Ferreira *et al.,* 2008); F-IBIP – Índice Piscícola de Integridad Biótica (Oliveira *et al*., 2007) IVR – *Riparian Vegetation Index* (Aguiar *et al.,* 2009), MTRp – *Mean Trophic Rank* (Holmes *et al*., 1999; Ferreira *et al*., 1997).

	Presiones humanas IPS (n=24)	Diatomáceas IPtIS (n=39)	Macroinvertebrados F-IBIP (n=29)	Ictiofauna MTRp (n=32)	Macrófitos RVI (n=32)	
K1	Fuentes puntuales en la cuenca	-0,477	-0,406	-0,382	-0,494	-0,535
K1a	Fuentes puntuales proximales	-0,194	-0,340	-0,071	-0,329	-0,158
K2	Polución difusa (CBO)	-0,561	-0,273	-0,307	-0,421	-0,350
K3	Polución difusa (P)	-0,168	-0,415	-0,363	-0,435	-0,307
K4	Uso agrícola irrigado en la cuenca	0,482	-0,420	-0,053	-0,492	-0,293
K4a	Uso agrícola irrigado proximal	0,229	-0,234	-0,172	-0,132	-0,060
K5	Uso agrícola no irrigado en la cuenca	0,182	-0,456	-0,162	-0,159	-0,296
K5a	Uso agrícola no irrigado proximal	0,064	-0,429	-0,103	-0,316	-0,340
K6	Área impermeable en la cuenca	0,054	-0,386	-0,428	-0,445	-0,347
K6a	Área impermeable proximal	0,170	-0,524	-0,252	-0,242	-0,363
K7	Vías de comunicación	-0,030	-0,547	-0,368	-0,387	-0,402
K8	Obstáculos y cruces	-0,250	-0,572	-0,064	-0,441	-0,337
K9	N.º pozos y furos en el buffer	0,434	-0,584	-0,052	-0,251	-0,334
K10	Cultivos irrigados proximales	0,356	-0,211	-0,122	-0,146	-0,067

Sin respuesta	Respuesta floja	Respuesta moderada	Respuesta fuerte

La probabilidad de respuesta fue determinada a través de la correlación de Spearman de los elementos de calidad con las presiones identificadas en la PES (tabla 2). El coeficiente Spearman (ρ) mide la intensidad de la relación entre variables ordinales y se basa en la ordenación de dos variables sin cualquier restricción en cuanto a la distribución de valores. Se determina la correlación de Spearman a través de la siguiente fórmula:

$$\rho = 1 - 6 \Sigma^{n}_{i=1} di^2 / n(n^2 - 1)$$

Donde *di* corresponde a la diferencia entre las posiciones de las dos variables, en este caso la PES y los elementos de calidad biológica. El coeficiente de Spearman varía entre 1 y -1. Cuanto más cerca esté de estos extremos, mayor será la correlación entre las variables.

La respuesta de los elementos de calidad fue agrupada y clasificada de acuerdo con su intensidad. Para este estudio, la cuantificación de la eficacia tiene como base la magnitud de las respuestas de los elementos de calidad biológica a las presiones determinadas por PES y la rapidez del efecto de cada acción en la minimización de esas mismas presiones. La respuesta de los elementos de calidad fue clasificada de acuerdo con su intensidad: floja, moderada y fuerte. Estos valores tienen como base la magnitud máxima de respuesta probable de los elementos de calidad biológica para cada una de las presiones. Se considera, por lo tanto, una probabilidad de respuesta. A una respuesta floja corresponde una probabilidad entre el 21% y el 33,9%; para una probabilidad de respuesta media entre el 34% y el 49%, y para una probabilidad de respuesta fuerte entre el 50% y el 59%.

La rapidez del efecto de cada acción es difícil de prever, puesto que depende de muchas variables, como la tipología asociada al sistema fluvial, factores climáticos, tipo de suelos, erosión en la cuenca, estado de degradación, etc. Como no existe ningún estudio que cuantifique la rapidez del efecto de cada una de las acciones para una determinada tipología de río en Portugal, esta cuantificación fue dividida en tres niveles de rapidez: lento (<40%), medio (40-60%) y rápido (>60%). Para una rapidez del efecto lenta se considera que los resultados se pueden observar más allá de diez años, una rapidez del efecto media puede variar entre los cinco y los diez años, y en una rapidez del efecto rápida se pueden obtener resultados inmediatamente tras la implementación de la actuación de restauración y hasta cinco años.

Para obtener la eficacia, fue cruzada la información entre la probabilidad de respuesta y la rapidez del efecto. Dado que tanto la respuesta de los elementos de calidad como la rapidez del efecto de las actuaciones de restauración son cuantificadas a través de intervalos de probabilidad, fue considerado para cada una de ellas el valor intermedio de estos intervalos. De esta forma, la eficacia fue cuantificada a través de la media de la probabilidad de respuesta y de la rapidez del efecto (tabla 3). Esta tabla indica la probabilidad de eficacia de cada acción de restauración en la minimización de las presiones humanas. En el lado izquierdo de la tabla (vertical) se presenta la probabilidad de rapidez del efecto respectiva a cada acción, en el horizontal se registra la probabilidad de respuesta de los elementos de calidad a cada una de las presiones.

La presión MA con caudales regulados (K11) no presenta valor de respuesta; cuando esta presión se obtuvo a través de un análisis de presencia o ausencia no fue posible realizar la correlación de Spearman con los elementos de calidad, y se optó por las actuaciones 13 y 14 (reposición de un régimen de caudales ambientales y pasajes para peces y *bypass* de obstáculos, respectivamente) para colocar el valor de la rapidez del efecto.

Tabla 3. Eficacia de las actuaciones de restauración en la minimización de las presiones humanas. K1 - Fuentes tópicas de polución en la cuenca; K1a - Fuentes tópicas de polución proximales; K2 - Polución difusa (carga CBO); K3 - Polución difusa (carga de P); K4 - Uso agrícola irrigado en la cuenca; K4a - Uso agrícola irrigado proximal; K5 - Uso agrícola no irrigado; K5a - Uso agrícola no irrigado proximal; K6 - Área impermeable en la cuenca; K6a - Área impermeable proximal; K7 - Vías de comunicación; K8 - Obstáculos y cruces; K9 - N.º de pozos y agujeros proximales; K10 - Cultivos irrigados proximales; K11 - MA con caudales reglados.

		K1	K1a	K2	K3	k4	K4a	K5	K5a	K6	K6a	K7	K8	K9	K10	K11
Actuaciones	%	**55**	**42**	**55**	**42**	**42**	**28**	**42**	**42**	**42**	**55**	**55**	**55**	**55**	**28**	
1	80			68	61	61	54	61	61						54	
2	50			53	46	46	39	46	46						39	
3	80			68	61	61	54								54	
4	50			53	46	46	39	46	46						39	
5	80			68	61	61	54	61	61						54	
6	80									61	68	68				
7	50									46	53	53				
8	80	68	61													
9	80	68	61	68												
10	80	68	61													
11	20						24		31						24	
12	20						24		31						24	
13	50													53		50
14	50												53			50
15	50			53	46		39		46				53		39	
16	50						39		46							
17	50			53	46		39		46							
18	80												68			
19	50												53			
20	50												53			

4. MODELO DE PLANIFICACIÓN DE ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN

En este punto se pretende optimizar la planificación de las actuaciones de restauración a través de la formulación de un problema en Programación Entera Mixta (Mixed Integer Programming - MIP), con el fin de maximizar el estado ecológico con el menor coste posible. Así, la función objetivo utilizada será la maximización del estado ecológico y el coste total de las actuaciones de restauración es usado como una restricción. En el contexto de restauración fluvial, se busca representar las actuaciones de restauración seleccionadas por el modelo en la región del Algarve. Un problema MIP resulta cuando apenas parte de las variables y está restringida a valores enteros. En este problema las variables de decisión son variables enteras binarias e indican si una determinada intervención va a ser realizada o no. El problema de optimización aquí presentado asume que el estado ecológico es equivalente a la PES, o sea, a través de la minimización de las presiones que componen la PES podrá llegarse a un buen estado ecológico. La metodología que se sigue busca relacionar las respuestas de los indicadores biológicos con las presiones humanas y las actuaciones de restauración que disminuyen estas presiones.

Así, considerando que la PES es equivalente al estado ecológico, se pretende minimizar la función de la PES una vez que, cuanto mayor es su valor, mayor es su estado de degradación. La formulación del problema consistió en un total de 4.191 variables, siendo las variables de decisión 1.494 y las restricciones 1.524. Las variables de decisión se refieren a las actuaciones de restauración. O sea, si una determinada intervención va a ser realizada o no en un determinado tramo, si la acción es realizada toma valor 1, mientras que si no es realizada toma el valor 0 (matriz de 0 y 1). Para seleccionar las actuaciones de restauración potenciales a efectuar en cada tramo se ha considerado la probabilidad de eficacia que cada acción podrá presentar en la minimización de las presiones humanas (Ks). Son consideradas apenas las presiones con clasificaciones desde medio a malo. El efecto (impacto) resultante en cada una de las presiones de la aplicación de una acción de restauración en un tramo es mostrado en la tabla 3. Para encontrar el plano de actuaciones a realizar existe una restricción presupuestaria que limita el número total de actuaciones que podemos realizar. De este modo, el objetivo es maximizar el estado ecológico sujeto a un presupuesto máximo a distribuir entre las actuaciones.

Para encontrar las soluciones óptimas fue utilizado el programa CPLEX Optimization Studio12.2. El problema matemático es:

$$\text{Max PES} = \sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J}\sum_{n=1}^{N_j} 0.2K_{nij}u_{ij}x_{ij} + \sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J}\sum_{m=1}^{M_j} 0.33K_{mij}u_{ij}x_{ij} + \sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J}\sum_{l=1}^{L_j} 0.33K_{mij}u_{ij}x_{ij} \qquad (1)$$

Para i = 1 … 30; j = 1 … 18; n = 1 … 5; m = 6 … 8; l = 9 … 11

$$\sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J} c_{ij}x_{ij} = C \qquad (2)$$

$$\sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J}\sum_{n=1}^{N_j} 0.2K_{nij}u_{ij}x_{ij} = QA \qquad (3)$$

$$\sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J}\sum_{m=1}^{M_j} 0.33K_{mij}u_{ij}x_{ij} = M \qquad (4)$$

$$\sum_{i=1}^{I}\sum_{j=1}^{J}\sum_{l=1}^{L_j} 0.33 K_{mij} u_{ij} x_{ij} = L \quad (5)$$

$$C \leq \alpha \quad (6)$$

$$0 \leq x_{ij} \leq 1, \forall i, j \quad (7)$$

$$x_{ij} \in \{0,1\}, \forall i, j \quad (8)$$

Donde la función objetivo (1) corresponde a la fórmula de la PES en la que hay tres componentes relativas a: i) calidad del agua; ii) morfología; y iii), hidrometría y calidad. Para cada cuenca i y tramo j son conocidas las K_n, correspondientes a las presiones que integran el eje de la calidad del agua, K_m corresponde a las presiones que pertenecen al eje de la morfología y K_l a las presiones de hidrometría y calidad. La variable x_{ij} indica si la acción de restauración x es efectuada en la cuenca $_i$ y en el tramo $_j$. La variable u_{ij} registra el impacto (% de reducción de la presión) en la presión k que resulta de aplicar la acción x en la cuenca i en el tramo j. La variable c_{ij} y el coste de implementar la actuación x en la cuenca i en el tramo j. La variable C refiere al coste total de implementar las diferentes actuaciones y a…… al presupuesto máximo definido por el gestor en el momento de realizar las optimizaciones.

La ecuación 1 corresponde a la función objetivo a maximizar (estado ecológico). La ecuación 2 hace el cálculo de los costes de implementación de las diferentes actuaciones. Las ecuaciones 3, 4 y 5 registran el valor de los tres componentes del estado ecológico: calidad del agua (CA), morfología (M) e hidrometría y calidad (L). La ecuación 6 limita el presupuesto máximo para la implementación de las diferentes actuaciones. La ecuación 7 indica que *u* puede variar entre 0 y 1. Y la ecuación 8 indica que las variables de decisión son enteras, sólo pueden alcanzar el valor 0 ó 1. Los valores de *u* corresponden al porcentaje de reducción producida por cada acción en las diferentes presiones y tienen como referencia el tabla 3.

5. DISCUSIÓN

Existen varias formas posibles de abordar problemas relacionados con la planificación y la gestión de recursos naturales (Choi, 2004; Palmer *et al*., 2005; Fernandes *et al.,* 2007). Uno de los abordajes incluye simplemente la opinión de peritos. Los abordajes cuantitativos pueden ser clasificados como aquellos que garantizan soluciones óptimas o soluciones muy próximas a lo óptimo, tales como una programación entera que encuentra soluciones óptimas o perfectas, y métodos heurísticos que se basan en sucesivas aproximaciones direccionadas a un punto óptimo. Luego este método suele encontrar las mejores soluciones posibles y no las soluciones perfectas. La ventaja de una heurística es que permite encontrar, generalmente, buenas soluciones con menor coste computacional.

Algunos investigadores argumentan que los métodos exactos que obtienen soluciones óptimas, especialmente de programación entera, son demasiado complejos y tienen un coste computacional muy elevado y que los métodos heurísticos pueden facilitar soluciones que pueden ser igualmente buenas. Otros afirman que el abordaje heurístico puede ser problemático y que los abordajes exactos son bien desarrollados y preferibles, conteniendo soluciones que pueden ser medidas. A

pesar de la complejidad computacional, fueron utilizados varios abordajes que buscan solucionar sus problemas y optimizar soluciones. Se utilizaron en la optimización de la gestión de ecosistemas y en aplicaciones en la planificación de uso del suelo. Se ha optado por el método de programación entera mixta en la planificación de actuaciones de restauración. En este contexto las decisiones en referencia a las diferentes acciones son binarias, o sea, o se hace una acción en un determinado tramo de una cuenca o no se hace.

La clasificación ecológica de las presiones humanas identificadas en la región del Algarve posibilitó la identificación de actuaciones de restauración fluvial y la elaboración de una propuesta de restauración fluvial en la región. No obstante, la optimización de las actuaciones de restauración se basa en datos muy groseros, como, por ejemplo, la eficacia. En la búsqueda de actuaciones de restauración se notó una carencia substancial de datos con relación a la eficacia de esas actuaciones, que se debe al hecho de que, en muchos casos, una determinada acción de restauración no posee el mismo efecto en otro sitio con características diferentes, también debido a la dificultad y a la exigencia en la monitorización que requiere muchas veces períodos largos, llegando a alcanzar décadas (Roni *et al.*, 2002).

De acuerdo con Kondolf (1995), existe información muy limitada sobre la evaluación de las varias actuaciones de restauración aplicadas en muchos proyectos. En algunos casos no se conduce una evaluación post-proyecto, mientras que en otros la falta de planificación previa genera resultados de evaluación con poca utilidad para determinar si los objetivos del proyecto fueron alcanzados o no. El mismo autor establece que la falta de evaluación post-proyecto puede ser inherente a las dificultades en la medición del efecto de las actividades de restauración en la complejidad de los sistemas fluviales, donde los procesos físicos y químicos de los ríos, junto con los hábitats de estos sistemas, abarcan tantas variables que eliminan muchas de las relaciones causa-efecto, lo que hace compleja la propuesta de restauración fluvial en una región determinada.

La monitorización de técnicas de restauración en gran parte de los casos se centra apenas en una respuesta física, dejando los elementos biológicos sin una evaluación adecuada. La respuesta biológica, aunque es de difícil monitorización y con costes asociados, es muy importante en la definición de eficacia de restauración ecológica (Roni *el al.*, 2002). Según este concepto, se intentó cuantificar la probabilidad de eficacia una vez que para Portugal no existe ningún registro relacionado con la respuesta de los elementos de calidad biológica en determinadas actuaciones de restauración ecológica. Sin embargo, la eficacia de una acción de restauración deberá ser cuantificada no sólo por las respuestas de los elementos biológicos y la rapidez del efecto (tiempo para alcanzar respuesta), sino también a través de la longevidad o durabilidad de las acciones y la variabilidad de éxito entre proyectos. Este tipo de planificación requiere especial atención a escala temporal de las actuaciones de restauración, pues la implementación de una determinada acción depende de los resultados de otra acción ya ejecutada. Por ejemplo, no podemos ejecutar la acción de repoblación de especies nativas en sitios donde no han sido ejecutadas otras acciones que maximicen, por ejemplo, la calidad del agua o la diversificación física de hábitats. Es de esta forma importante priorizar las actuaciones de restauración de acuerdo con la eficacia descrita, acciones que poseen gran probabilidad de éxito, baja variabilidad entre proyectos y una respuesta rápida deberán ser implementadas anteriormente a otras actuaciones, del mismo modo que la conexión de hábitats aislados o afluentes bloqueados proporcionan respuestas biológicas rápidas. La restauración de la vegetación ribereña o la mejora de carreteras no producen resultados por muchos años, o incluso décadas en algunos casos, y deben ser consideradas después de la conexión de hábitats aislados.

Muchas de las propuestas de las actuaciones de restauración tienen por objeto la recalificación del sistema, en particular de las prácticas agrícolas y agropecuarias, lo que posibilita el control de las cargas contaminantes resultantes de esas prácticas. Así, un plan de gestión de nutrientes para mejorar la gestión de las prácticas agrícolas y agropecuarias, apoyado en un desarrollo sostenible, requiere una monitorización de la calidad del agua y los suelos, siendo necesario un análisis de datos constante, ya que su monitorización contribuye a la gestión de los recursos hídricos.

Este trabajo presenta una metodología para optimizar la planificación de actuaciones de restauración. En este contexto, es necesario cuantificar el impacto de cada acción de restauración en las diferentes presiones de una cuenca y, consecuentemente, en el estado ecológico. En este ámbito es todavía necesario mejorar estos cálculos. Además, la exactitud del coste atribuido a cada acción de restauración tendrá un gran impacto en la solución final. Estos costes (*C*) son muy difíciles de prever a escala regional, ya que la ejecución de las actuaciones de restauración depende de una observación directa en el campo; por ejemplo, podrán existir algunas parcelas agrícolas cuyos propietarios apliquen algunas de las acciones previstas en la medida de las campañas de estabilización y extensión agraria. Con relación a las actuaciones de restauración del corredor fluvial, fue contabilizado todo el corredor, incluso sabiendo que algunas actuaciones apenas se extienden a aproximadamente 500 m o poco más. La carta sintética de optimización de las medidas de acción de restauración se encuentra en la figura 1, siendo posible obtener una optimización para cada masa de agua.

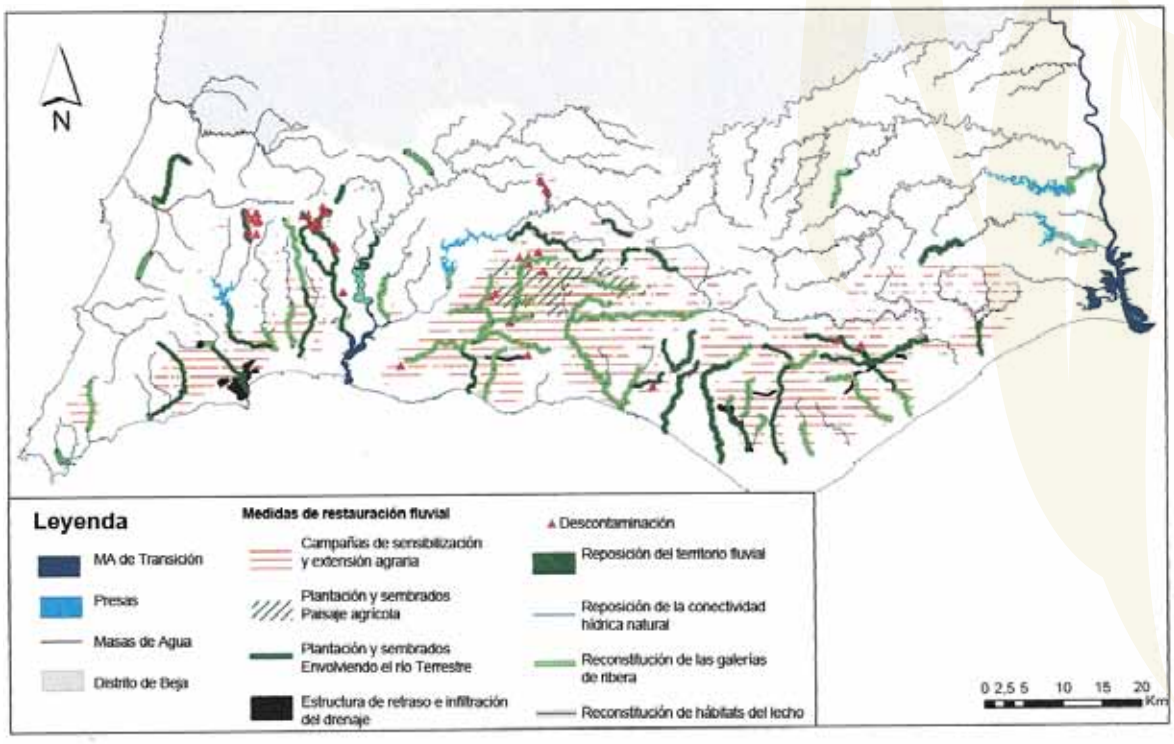


Figura 1. Representación de la carta de optimización de las medidas de acción de restauración.

Se espera que este trabajo contribuya al establecimiento de nuevas perspectivas en la gestión y planificación de los recursos hídricos basándose en la prevención del deterioro de los ecosistemas de ribera a través de la reducción de la polución y posibilitando garantizar una utilización sostenible de los recursos hídricos.

6. AGRADECIMIENTOS

A Paulo Pinheiro, que prestó una ayuda inestimable en la recolección y georreferenciación de los datos de presión. A Alexandre de la ARH del Algarve, por la disponibilidad y prontitud en contestar y en compartir los datos. A todo el equipo de trabajo del Waterlobby, por el apoyo y la camaradería. Paulo Pinheiro, Ana Mendes, Rosário Fernandes, Zé Maria Santos, Paulo Branco, Pedro Segurado, António Albuquerque, Patrícia Rodriguez-Gonzalez, Susana Amaral, Rui Rivaes, Ana Silva, un agradecimiento muy especial para todos.

7. BIBLIOGRAFÍA

AGUIAR, F. C., FERREIRA, M. T., ALBUQUERQUE, A., RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. & SEGURADO, P. 2009. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial-scale dependence. *Fundamental and Applied Limnology,* 175(3): 249-267.

ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. 2007. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. 2nd edition, Springer.

ALMIÑANA, M., ESCUDERO, L. F., LANDETE, M., MONGE, J. F., RABASA, A. & SÁNCHEZ-SORIANO, J. 2010. WISCHE: A DSS for water irrigation scheduling. *Omega,* 38: 492–500.

ARNOLD, C. & GIBBONS, J. 1996. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association,* 62: 243-258.

BEECHIE, T., PESS, G., RONI, P., & GIANNICO, G. 2008. Setting river restoration priorities: a review of approaches and a general protocol for identifying and prioritizing actions. *North American Journal of Fisheries Management,* 28: 891–905.

BISSON, P. A., QUINN, T. P., REEVES, G. H. & GREGORY, S.V. 1992. Best management practices, cumulative effects, and long-term trends in fish abundance in Pacific Northwest river systems. In: Naiman, R. (ed.), *Watershed management: Balancing Sustainability and Environmental Change*. Springer-Verlag, New York.

BOOTH, D. B. & JACKSON, C. R. 1997. Urbanization of aquatic systems-degradation thresholds, stormwater detention, and limits of mitigation. *Journal of American Water Resources Association,* 5 (33): 1077-1090.

BORIN, M., VIANELLO, M., MORARI, F. & ZANIN, G. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 105: 101–114.

BRATTE, B. O. & BOOTH, D. B. 2003. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research,* 37: 4369–4376.

BRUIJNZEEL, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environnent,* 104: 185–228.

CEMAGREF, 1982. Étude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon – Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Pierre-Bénite.

CHIN A. & GREGORY, K. J. 2005. Managing urban river channel adjustments. *Geomorphology,* 69: 28-45.

CHOI, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward "futuristic" restoration. *Ecological Research,* 19: 75–81.

DELGADO, A. N., PERIAGO, E. L. & DIAZ-FIERROS VIQUEIRA, F. 1995. Vegetated filter strips for wastewater purification: a review. *Biores. Technol.,* 5: 113–122.

DILLAHA, T. A., RENEAU, R. B., MOSTAGHIMI, S. & LEE, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of ASAE,* 32 (2), 491–496.

DOYLE, M. W., STANLEY, E. H., STRAYER, D. L., JACOBSON, R. B. & SCHMIDT, J. C. 2005. Effective discharge analysis of ecological processes in streams. *Water Resources Research,* 41: 141 – 153.

ENTRY, J. A. & EMMINGHAM, W. H. 1996. Nutrient content and extractability in riparian soils supporting forests and grasslands. *Applied Soil Ecology,* 4: 119-124.

FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESTORATION WORKING GROUP, FISRW. 1998. *Stream Corridor Restoration: Processes, and Practices.* USA-Natural Resources Conservation Service. 608 pp.

FERNANDES, M. R., FERREIRA, M. T., HUGHES, S., CORTES, R., SANTOS, J. & PINHEIRO, P. 2007. Préclassificação da Qualidade Ecológica na Bacia de Odelouca e sua Utilização em Directrizes de Restauro. *Recursos Hídricos,* 28 (3): 15-24.

FERREIRA, J., BERNARDO, J. M. & ALVES, M. H. 2008. Exercício de Intercalibração em rios no âmbito da Directiva Quadro da Água. 9º Congresso da Água, Lisboa. Centro de Congressos do Estoril. 8 pp.

FERREIRA, M. T., AGUIAR, F., ALBUQUERQUE, A. & RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. 2007. Avaliação da Qualidade Ecológica das águas interiores portuguesas com base no elemento biológico macrófitos. Relatório Final. Contrato nº2003/07/INAG 2004-2006. 301pp.

FREEMAN, M. C., PRINGLE, C. M. & JACKSON, C. R. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association,* 43 (1):5-14.

FU, F. & WANG, Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management,* 92: 407-418.

GONÇALVES, M. S. 2005. *Gestão de Resíduos Orgânicos*. Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação. Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural e das Pescas. 140 pp.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. G. (COORD.), OREA, D. G. & SEGURA, R. 2007a. *La Agricultura y sus Efectos en los Ríos.* Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Ministerio de Medio Ambiente. Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, 70 pp.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. G. (COORD.), FUSTEGUERAS, M. A. G., VALFOD, I. L. & MUÑOZ, I. R. 2007b. *La Urbanización y su Efecto en los Ríos.* Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Ministerio de Medio Ambiente. Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. 45 pp.

GRAF, W. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology,* 79: 336-360.

GREGORY, S. V., SWANSON, F. J., MCKEE, W. A. & CUMMINS, K. W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. *BioScience,* 41 (8): 540-551.

HATT, B. E., FLETCHER, T. D., & DELETIC, A. 2007. Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems. *Water Research,* 41: 2513–2524.

HOLMES, N. T. H., NEWMAN, J. R., CHADD, S., ROUEN, K. J., SAINT, L. & DAWSON, F. H. 1999. Mean Trophic Rank. A User's Manual. R&D Technical Report E38. Bristol: Environment Agency, UK.

HOODA, P. S., EDWARDS, A. C., ANDERSON, H. A. & MILLER, A. 2000. A review of water quality

concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment,* 250: 143-167.

KONDOLF, G. M. 1995. Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration Ecology,* 3: 133–136.

LARINIER, M. 2001. *Environmental issues, dams and fish migration*. In: Marmulla, G. (ed.), FAO Fisheries Technical Paper 419. Dams, Fish and Fisheries, Opportunities, Challenges and Conflict Resolution. FAO Rome, 45–89 pp.

LEOPOLD, L. B. 1991. Lag times for small drainage basins. *Catena,* 18:157-171.

LI, X., KE, Z. & DONG, J. 2011. PCDDs and PCDFs in sewage sludges from two wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere* , 82: 635–638.

LOGAN, T. J. 1993. Agricultural best management practices for water pollution control: current issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 46: 223-231.

LOWRANCE, R., NEWBOLD, J. D., SCHNABEL, R. R., GROFFMAN, P. M., DENVER, J. M., CORREL, D. L., GILLIAM, J. W., ROBINSON, J. L., BRINSFIELD, R. B., STAVER, K. W., LUCAS, W. & TODD, A. 1997. Water Quality Functions of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watersheds. *Environmental Management,* 21 (5): 687-712.

LUBCHENCO, J., OLSON, A. M., BRUBACKER, L. B., CARPENTER, S. R., HOLLAND, M. M., HUBBELL, S. P., LEVIN, S. A., MACMAHON, J. A., MATSON, P. A., MELILLO, J. M., MOONEY, H. A., PETERSON, C. H., PULLINAM, H. R., REAL, L. A., REGAL, P. J. & RISSER, P. G. 1991. The sustainable biosphere initiative: An ecological research agenda. *Ecology,* 72:371-412.

MUÑOZ-CARPENA, R., PARSONS, J. E. & GILLIAM, J. W. 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology,* 214: 111–129.

NAIMAN, R., DECAMPS, H. & POLLOCK, M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications,* 3 (2): 209-212.

NEWBURY, P. & GABOURY, M. 1993. Exploration and rehabilitation of hydraulic habitats in streams using principles of behavior. *Freshwater Biology,* 29: 195-210.

NILSSON, C. & SVEDMARK, M. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management,* 30 (4): 468–480.

NORRSTRÖM, A. C. 2005. Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry,* 20: 1907–1919.

OLIVEIRA, J. M. (COORD.), SANTOS, J. M., TEIXEIRA, A., FERREIRA, M. T., PINHEIRO, J. P., GERALDES, A. & BOCHECHAS, J. 2007. *Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.

OLLERO, A., IBISATE, A. & ELSO, J. 2010. *El Territorio Fluvial: espacio para la restauración.* Notas Técnicas del CIREF, nº 1, 7 pp.

PALMER, M. A., BERNHARDT, E. S., ALLAN, J. D., LAKE, P. S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C. N., SHAH, J. F., GALAT, D. L., LOSS, S. G., GOODWIN, P., HART, D. D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G. M., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL, T. K., PAGANO, L. & SUDDUTHR, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology,* 42: 208-217.

PEREIRA, L. S. 1999. Higher performance through combined improvements in irrigation methods and scheduling: a discussion. *Agricultural Water Management,* 40: 153-169.

PHILIPPART, J. C. 1995. Is captive breeding an effective solution for the preservation of endemic species? *Biological Conservation,* 72: 281-295.

POLLARD, P. & HUXHAM, M. 1998. Viewpoint: The European Water Framework Directive: a new

era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 773–792.

RAPER, R. L., REEVES, D. W., SHAWC, J. N., SANTEN, E. & MASK, P. L. 2007. Benefits of site-specific subsoiling for cotton production in Coastal Plain soils. *Soil & Tillage Research,* 96: 174–181.

RICHARDSON, D. M., PYSEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M. G., PANETTA, F. D., WEST, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions,* 6: 93-107.

RONI, P., BEECHIE, T. J., BILBY, R. E., LEONETTI, F. E., POLLOCK, M. M. & PESS, G. R. 2002. A Review of Stream Restoration Techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. *North American Journal of Fisheries Management,* 22: 1-20.

SALMERÓN, M., ISLA, R. & CAVERO, J. 2011. Effect of winter cover crop species and planting methods on maize yield and N availability under irrigated Mediterranean conditions. *Field Crops Research,* 123: 89–99.

SCHNITZLER, A. HALE, B. W. & ALSUM, E. M. 2007. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation,* 138: 146-156.

SCHOLZ, M. 2007. Classification methodology for Sustainable Flood Retention Basins. *Landscape and Urban Planning,* 81: 246-256.

SCHOLZ, M. & ROWIECKI, P. 2007. Review of permeable pavement systems. *Building and Environment*, 42*:* 3830-3836.

SCHÖNHART, M., SCHMID, E. & SCHNEIDER, U. A. 2011. CropRota - A crop rotation model to support integrated land use assessments. *Europ. J. Agronomy,* 34: 263–277.

SCHULTZ, R. C., COLLETTI, J. P., ISENHART, T. M., SIMPKINS, W. W., MIZE, C. W. & THOMPSON, M. L. 1995. Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system. *Agroforestry Systems*, 29: 201-226.

STEVENS, C. J., QUINTON, J. N., BAILEY, A. P., DEASY, C., SILGRAM, M. & JACKSON, D. R. 2009. The effects of minimal tillage contour cultivation and in-field vegetative barriers on soil erosion and phosphorus loss. *Soil & Tillage Research,* 106: 145–151.

WARD, J. V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D. B., CLARET, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology,* 47: 517–539.

WOHL, E., ANGERMEIER, P. L., BLEDSOE, B., KONDOLF, G. M., MACDONNELL, L., MERRITT, D. M., PALMER, M. A., POFF, N. L. & TARBOTON, D. 2005. River restoration. *Water Resources Research,* 41: 1-12.

WYANT, J. G., MEGANCK, R. A., & HAM, S. H. 1995. A Planning and Decision-Making Framework for Ecological Restoration. *Environmental Management,* 19: 789-796.





Tratamiento de vegetación alóctona en el río Ter (Cataluña).
Recolección de esquejes de sauces en el río Ter (Cataluña).
Fotos: Jordi Camprodon.

4.4 RESTAURACIÓN EN EL TER (CATALUÑA)

ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN BOSQUES DE RIBERA DEL RÍO TER (CATALUÑA)

Jordi Camprodon[1,3], Marc Ordeix[2,3], David Guixé[1], Laia Jiménez[2], Francesc Llach[2] y Núria Sellarès[2]

[1]Área de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC). Ctra. De St. Llorenç de Morunys, km. 2. E-25280 Solsona. jordi.camprodon@ctfc.cat

[2]Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM). Passeig del Ter, 2 E-08560 Manlleu.

[3] Departament d'Indústries Agroalimentàries i Ciències Ambientals. Universitat de Vic. Carrer de la Laura, 13. 08500 Vic

RESUMEN

Parte del proyecto Ricover se basa en la restauración ecológica del bosque de ribera en el alto Ter (Cataluña), realizada gracias a acuerdos de custodia con administraciones locales y titulares de fincas públicas y privadas. El objetivo de estos acuerdos es regular los usos del bosque de ribera para mejorar el estado ecológico, incrementar la biodiversidad y garantizar su conservación a largo plazo. La metodología empleada es esencialmente técnicas silvícolas, combinadas con la regulación de los usos ganaderos, lúdicos y de gestión de la biodiversidad, así como alguna actuación de mejora geomorfológica. Las actuaciones principales consisten en la corta de las especies invasivas leñosas, el tratamiento de los tocones con herbicida y su sustitución por pies de especies autóctonas características de la estación ecológica. La procedencia de la planta para la restauración ha sido básicamente de producción propia, a partir de esquejes recolectados en la misma cuenca y plantados directamente o bien crecidos previamente en un vivero. Igualmente, se han efectuado cortas experimentales de selección de pies y de resalvos en bosquetes de sauce blanco. De manera previa y posterior a las actuaciones, se ha efectuado un seguimiento basado en variables hidromorfológicas y biológicas.

Palabras clave: restauración fluvial, bosque de ribera, control de invasoras, gestión forestal, río Ter, Cataluña.

ABSTRACT

ECOLOGICAL RESTORATION ACTIONS IN RIPARIAN FOREST OF THE TER RIVER (CATALONIA). The basic matter of Ricover project is the ecological restoration of the river forest in the high basin of the Ter River (Catalonia) using agreements with local authorities and public and private owners of lands. The regulation of the riparian forest uses to improve its ecological status, to increase its biodiversity and guarantee its conservation on a long-term basis is the aim of these agreements. Forestry techniques combined with the regulation of the grazing, recreational uses and biodiversity management, and some geomorphologic improvement action are used. The thinning and herbicide treatment of invasive plants and his replacement by native species, characteristics of the ecological site focused the main management actions. Plant for restoration have the origin in own production

from scions recollected in the same river basin. These scions are directly planted in the land, or previously rooted in a nursery. In addition, thinning and sucker cutbacks in experimental plots of willow groves have done. After and before the management actions, a monitoring plan based on hidromorphological and biological variables is carried out.
Key words: river restoration, riparian forest, invasive plant control, forestry, Ter River, Catalonia.

1. INTRODUCCIÓN

En el marco del proyecto Ricover (www.ricover.eu), los años 2009 y 2010 se llevaron a cabo actuaciones de restauración del bosque de ribera en el curso medio-alto del río Ter (comarca de Osona, noroeste de Cataluña), planificadas por el Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC), socio del proyecto Ricover, con la implicación del Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM), en todas las fases de desarrollo del proyecto. El CERM, al mismo tiempo, coordina el proyecto Riberes del Ter (www.mitmanlleu.org/riberesdelter), que impulsa diversas actuaciones de custodia y restauración fluvial en fincas públicas y privadas de esta área, con el apoyo de la Agencia Catalana de l'Aigua y del actual Departament de Territori y Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya, entre de otras instituciones. Precisamente, el proyecto Ricover tuvo un papel relevante en la continuidad de las actuaciones del proyecto Riberes del Ter iniciadas pocos años antes.

Las actuaciones de restauración ecológica realizadas en la cuenca del Ter entre los años 2009-2010 tenían dos objetivos principales. El primero era estudiar la idoneidad y la eficiencia de las técnicas silvícolas utilizadas en la experimentación en campo, que sirviesen de modelo a la hora de plantear proyectos de restauración y conservación del bosque de ribera. El segundo objetivo consistía en la restauración de la vegetación autóctona y potencial del bosque de ribera, empleando básicamente las técnicas definidas, en una serie de fincas piloto representativas de la cuenca media-alta del río Ter (figura 1). La unidad básica de trabajo era la finca piloto, pública o privada, con la cual se estableció necesariamente un acuerdo de custodia entre el propietario y los promotores del proyecto (CTFC y CERM).

La planificación de estas actuaciones tenía en cuenta los resultados de un primer muestreo de diversos indicadores hidromorfológicos y biológicos (ver el capítulo 2.1 de este manual) para corregir las orientaciones de gestión inmediatas y futuras, en base a la tendencia mostrada por los indicadores vueltos a calcular a corto y medio plazo. Los indicadores del estado de conservación de los ecosistemas de ribera fueron, por ejemplo, la realización de inventarios forestales y florísticos, el cálculo de una serie de índices de calidad hidromorfológica (IHF, RHS, QBR e ICF, que se describen con detalle en el capítulo 2 de este manual) así como muestreos de grupos faunísticos bioindicadores (macroinvertebrados acuáticos, peces, anfibios, aves, quirópteros, pequeños mamíferos y carnívoros). Estos muestreos se realizaron en sectores considerados a priori de menor a mayor calidad estructural y de conservación de la vegetación de ribera. Los resultados de este seguimiento asociado a las técnicas de restauración ecológica empleadas deberían servir de guía para mejorar la orientación de este y otros proyectos de conservación y restauración fluvial en el conjunto de los países del sudoeste de Europa.

2. ÁMBITO DE ACTUACIÓN

Las acciones de restauración se efectuaron en los ambientes fluviales de cinco fincas piloto (tabla 1): cuatro fincas de titularidad privada y una de titularidad pública (municipal). Tres fincas privadas se dedican a la actividad agroganadera (cultivos combinados con explotación de vacas para carne o leche) y una a la populicultura. La finca pública tiene exclusivamente uso lúdico (senderismo, pesca deportiva de ciprínidos, etc.).

Tabla 1. Fincas piloto donde se han efectuado los proyectos de restauración de ribera en el curso medio-alto del río Ter en la comarca de Osona (NE Cataluña) los años 2009-2010.

Nombre de la finca	Municipio	Titularidad	Extensión del ámbito de actuación (ha)
Les Gambires	Torelló	Privada	6,1
El Sorral (incluye la isla de Gallifa)	Les Masies de Voltregà	Privada	8,7
Espadamala de Baix	Torelló	Privada	10,4
El Despujol	Les Masies de Voltregà	Privada	1,6
El Gelabert (meandro)	Manlleu	Municipal	6,7

Los acuerdos de custodia delimitan el ámbito de actuación y los objetivos del plan de gestión de restauración y de conservación que se elaborará y se aprobará de común acuerdo entre todas las partes. Se limitan básicamente a los espacios de ribera aunque pueden afectar parcialmente la actividad agrícola, ganadera o forestal adyacente (excepto en el caso de la plantación de chopos de la isla del Sorral o de Gallifa, donde se cedió el uso de todo el terreno). Los acuerdos tienen una duración de 10 años prorrogables. Es importante remarcar que para tener éxito con los acuerdos de custodia es esencial la confianza y el consenso en los objetivos, el ámbito de actuación y los trabajos a desarrollar en cada finca (Asensio *et al*., 2005). Así, se procura que el propietario intervenga directamente en el marcaje de los árboles a cortar, con el propósito de consensuar y aplicar los mismos criterios, delimitar correctamente los sectores de plantación y, si hace falta, las áreas de pasto.

El ámbito del proyecto Ricover se engloba en un tramo fluvial de 26 km (entre los municipios de Manlleu y Orís), ámbito actual del proyecto Riberes del Ter promovido por el CERM (figura 1). La mayor parte de este tramo fluvial tiene las aguas limpias según los índices de calidad basados en los macroinvertebrados acuáticos (Ordeix & Ortiz, 2009). Sin embargo, la calidad del bosque de ribera es mediocre por distintos motivos: i) pérdida de anchura, especialmente a la segunda línea del bosque; ii) presencia de diversas especies exóticas invasivas y iii) caudales bajos o nivel bajo del agua después de algunas presas hidroeléctricas (para más detalles, ver el apartado 2.2 de esta misma guía).



Figura 1. Ejemplo de unidades de actuación de una finca-piloto de restauración fluvial en la cuenca media-alta del río Ter. Orotofotomapa 1:5.000 del Institut Cartogràfic de Catalunya, modificado por los autores.

3. DESCRIPCIÓN BREVE DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA ACTUAL

El Ter es un río mediterráneo permanente y con régimen nivopluvial, con máximos de precipitación en primavera y en otoño. Justamente los problemas principales del río Ter son la presencia de una gran densidad de presas para usos hidroeléctricos (una cada 1,25 km), que dejan algunos tramos prácticamente secos en verano y invierno, una agricultura y una ganadería intensivas y una urbanización creciente.

La vegetación arbórea potencial en este tramo del río Ter comprende especies tanto de ambientes fluviales mediterráneos como centroeuropeos (Bolòs, 2001). La vegetación de primera línea de río se corresponde a las alisedas y saucedas (Alno-Padion) (Casas, 2005). La aliseda está clasificada de interés comunitario y conservación prioritaria por la Directiva Hábitats. De una forma o otra, en la área de estudio no hay ningún tramo de aliseda francamente bien constituido; el aliso (*Alnus glutinosa*) aparece, como mucho, siguiendo el borde del agua, acompañado por el sauce blanco (*Salix alba*) y una cantidad variable de especies alóctonas (figura 2). La robinia o falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*) es la especie alóctona más abundante y de carácter claramente más invasivo. La siguen en abundancia diferentes variedades y especies de chopo (*Populus deltoides, P. x canadensis*, etc.), el plátano de sombra (*Platanus x hispánica*) y el negundo (*Acer negundo*). No se descarta en que haya algún pie de chopo autóctono (*Populus nigra* subsp. *nigra*),



Figura 2. Vegetación de ribera del río Ter (NE Cataluña) en la finca El Sorral (izquierda) y El Gelabert (derecha). Fotos: Jordi Camprodon.

En las llanuras aluviales de aquellos meandros que han sufrido alteraciones geomorfológicas en los últimos decenios (como extracciones de áridos en la finca Espadamala, en Torelló, o antiguos vertederos, como el del Gelabert, en Manlleu) crecen pequeñas masas de álamos (*Populus alba*), que en composición florística no se corresponden a la típica alameda mediterránea del litoral catalán. Posiblemente se trate de una formación subespontánea como comunidad, aunque tampoco se descarta que, al ser una zona de transición, algunos álamos puedan haber llegado hasta al curso medio-alto del Ter. En los terrenos aluviales se establece la sauceda de sauces arbustivos, la sarga (*Salix elaeagnos*), el sauce púrpura (*Salix purpura*) y, escasamente, la bardaguera (*Salix atrocinerea*).

Los fresnos y olmos constituyen el bosque potencial de segunda línea de ribera (Casas, 2005). El fresno común (*Fraxinus excelsior*) parece ocupar los sitios más frescos, como las vertientes umbrías, y los olmos (*Ulmus minor*) los enclaves más llanos. Sin embargo, se hace muy difícil reconstruir estas comunidades debido a su sustitución por cultivos, plantaciones o por estar muy mezcladas con especies alóctonas.

El sotobosque está formado por las distintas especies de sauces de porte arbustivo en primera línea, saúco (*Sambubus nigra*), sanguiñuelo (*Cornus sanguinea*), aligustre (*Ligustrum vulgare*), espino blanco (*Crataegus monogyna*), avellano (*Corylus avellana*), rosal silvestre (*Rosa gr. canino*), clématide (*Clematis vitalba*) y otras especies propias de las riberas, robledales o de matorrales. También hay geófitos como *Galanthus nivalis, Ranunculus ficaria* o *Anemona ranunculoides*, que florecen a finales de invierno, antes de que los árboles saquen hojas.

Las comunidades herbáceas consisten en pequeñas formaciones de enea y carrizo (*Phragmition australis*), juncales (*Molinio-Holoschoenion*) y prados húmedos (*Molinion*) asociados a suelos muy húmedos y charcas temporales (Casas, 2005). Por detrás del bosque de ribera se expande el robledal de roble pubescente (*Quercus pubescens*), sobretodo en vertientes o en forma de pequeñas dehesas.

4. CRITERIOS DE ACTUACIÓN

El principal objetivo del proyecto Ricover en el río Ter ha consistido en la mejora de la calidad estructural y la recuperación en superficie del bosque de ribera, con especies leñosas autóctonas y por medio de la aplicación de métodos silvícolas de cortas de mejora, selección de resalvos, plantación de especies autóctonas, tratamiento de la broza (trituración, eliminación, etc.) y regulación de la cabaña ganadera. No se practicaron aprovechamientos productivos del bosque de ribera y los tratamientos silvícolas estaban orientados a mejorar la estructura para estabilizar el sistema, acelerar el proceso de madurez, eliminar la vegetación alóctona e implantar la autóctona. Los criterios de actuación siguieron las recomendaciones marcadas por Godé (2008ab), Arizpe *et al.*(2009) y el modelo de gestión adaptativa (Kingsford *et al.*, 2010) y procurando obtener buena relación entre coste y eficiencia (Camprodon *et al.*, 2010).

Para el proyecto se seleccionaron diversas fincas piloto con un estado ecológico del bosque de ribera considerado medio, donde se pudiera aplicar técnicas de mejora de una masa preexistente de cierta entidad (figura 2). Para cada finca piloto se elaboró un plan de gestión distribuyendo las unidades de actuación según las características ecológicas, los resultados previos de los indicadores

hidromorfológicos y biológicos y los objetivos y trabajos consensuados con los propietarios y el ingeniero forestal de la comarca. Para la ejecución de los trabajos, también se elaboró un pliegue de prescripciones técnicas que debían seguir los operarios forestales y los supervisores (Guixé *et al.*, 2010).

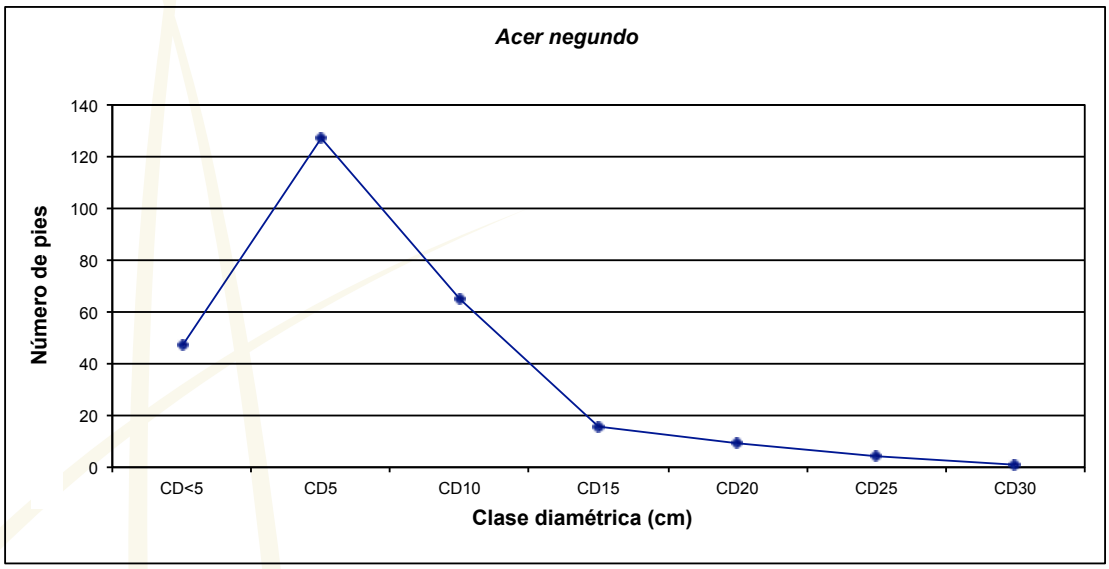
Se tuvo un cuidado especial en respetar los microhábitats fluviales. Durante la ejecución de los trabajos, se procuró no modificar la dinámica fluvial –excepto en los casos que la actuación iba justamente en este sentido- y mantener los microambientes existentes en las áreas inundables.
Los trabajos de corta y plantación, se efectuaron los inviernos de 2010 y 2011 y el mantenimiento de la plantación y la alambrada para el ganado se prolongaron hasta el final de 2011. Los trabajos se hacían al invierno y acababan a principios de marzo, cuando empieza la época de cría de las aves el rebrote de los árboles de ribera. No obstante, en la finca de Espadamala, se terminaron los trabajos antes, en febrero, porque la colonia de cría de los ardéidos, una de las más importantes de Cataluña, comienza ya a estar ocupada.

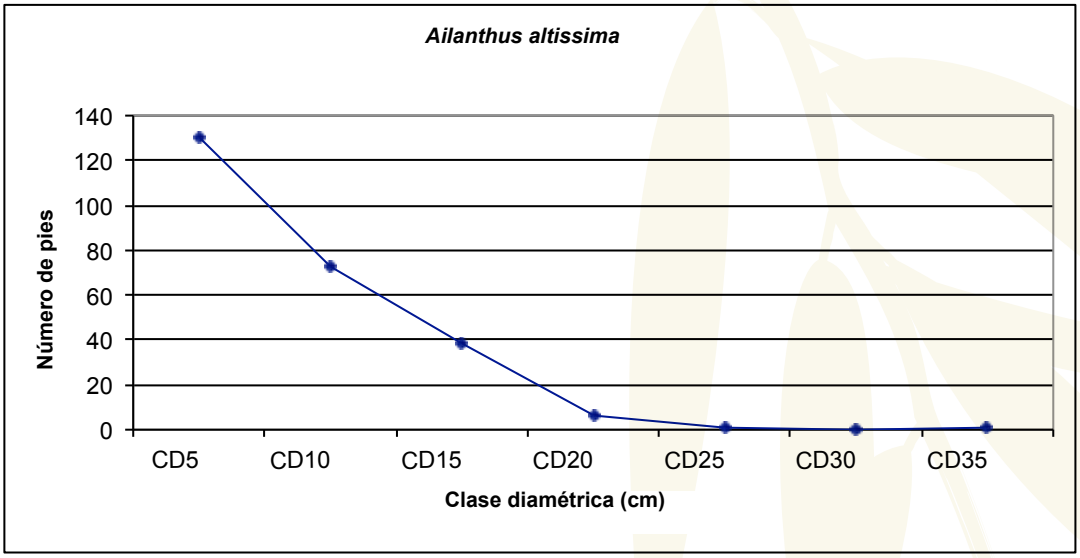
5. ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA

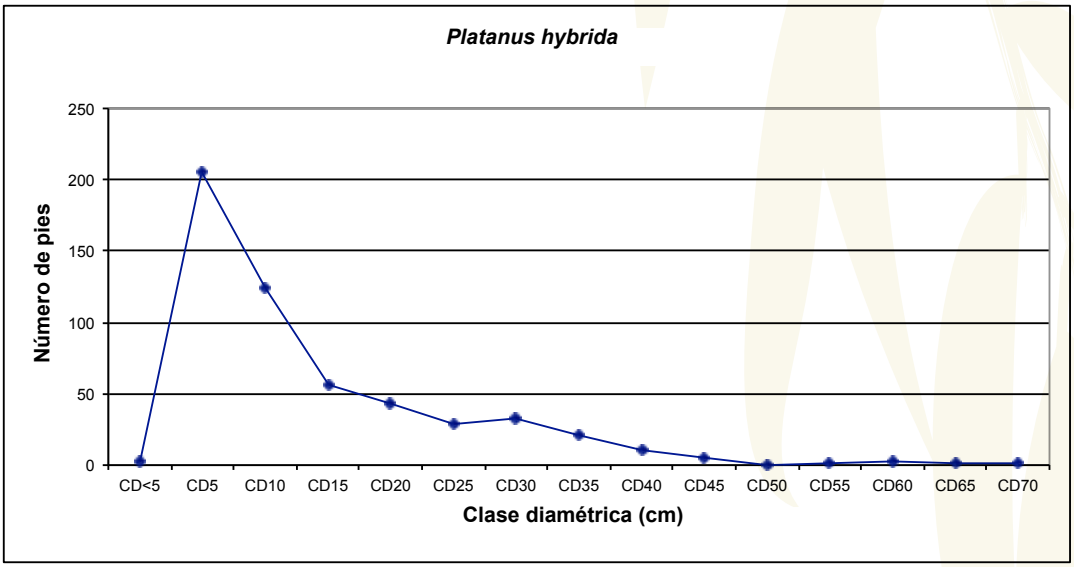
Las actuaciones se llevaron a cabo en un total de 41,1 hectáreas en cinco fincas piloto (tabla 1).

5.1 Tratamiento de la vegetación alóctona

Uno de los tratamientos principales consistió en la corta i eliminación de la vegetación leñosa alóctona invasiva en todo el dominio del bosque de ribera (figura 3). Excepcionalmente, se dejaron en pie algunos ejemplares (sobre todo los más grandes) de chopo y plátano de sombra (ambas especies con un carácter invasor limitado) porque se consideró que cumplían una función ecológica y paisajística destacada: substrato de alimentación y refugio para la fauna, retención del suelo, sombreado sobre el cauce, etc.







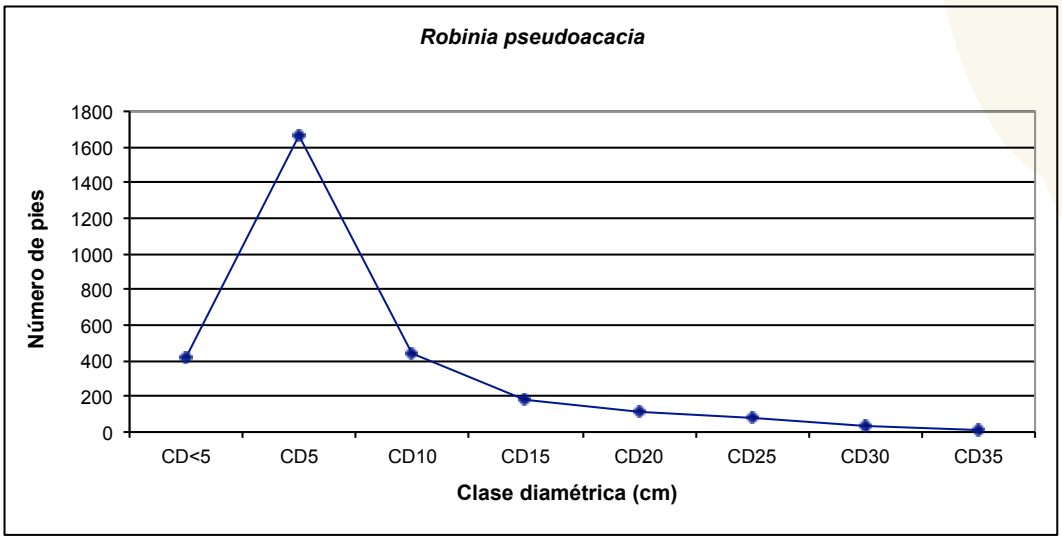


Figura 3. Árboles cortados por el proyecto Ricover en el río Ter el invierno 2009-2010, clasificados por clase diamétrica las cuatro especies alóctonas más abundantes: negundo, ailanto, plátano de sombra y robinia.

Los árboles a cortar se marcaban con *spray* especial para el marcaje de árboles, con diferente simbología en función del tratamiento: corta con o sin aplicación de herbicida (destoconado), anillado, corta del tronco a una altura más alta del habitual, corta sin troceado o retirada del tronco, etc. (figura 4). Para asegurar de que los árboles a conservar no se cortasen, sobre todo los pies más susceptibles a presentar confusión, se señalaban con una cinta de obra. La finalidad de este marcaje era facilitar al máximo el trabajo de los operarios forestales. En algunas parcelas el sotobosque relativamente arbustivo denso y alto, que se respectaron por entero en los trabajos, puede contribuir con su sombra a dificultar la colonización por similla de las robinias y el ailanto, que crecen mal en la sombra.



Figura 4. Vegetación alóctona señalada para su eliminación (izquierda) y árbol anillado (derecha) en la finca piloto del Gelabert, río Ter (Manlleu, Cataluña). Fotos: Jordi Camprodon.

Debido a la capacidad de rebrote de las especies invasoras, sobre todo de la robinia y el ailanto, se trataron todos los tocones con glifosato al 20% y al 30%, pintándolos inmediatamente después de abatir el árbol. Este tratamiento se repitió el mes de abril siguiente para intentar controlar el rebrote. Se aprovechó para eliminar los nuevos retoños. La efectividad del herbicida fue alta: se observó un rebrote muy escaso, la mayor parte de raíz, del 14,2 % de un total de 4.569 pies tratados. La aplicación de una concentración baja del producto es un aspecto importante a tener en cuenta, tanto para la reducción de costes como para evitar la afectación del suelo o plantas vecinas. No se observaron diferencias significativas entre la aplicación del 20 y el 30% de glifosato.

5.2. Selección de resalvos

Puntualmente en algunos casos (Les Gambires), se efectuó una selección de los rebrotes de sauce blanco y aliso con el objetivo de aumentar la vitalidad de los pies remanentes. Se hizo en troncos con varios retoños de menos de 20 cm de diámetro normal, ya que se consideraban con mejor capacidad de respuesta al tratamiento. Se dejaron en pie uno o dos resalvos por tronco, los más funcionales. La actuación afectó sobre todo pies aislados, excepto un rodal experimental de sauce blanco en Gallifa y Les Gambires, donde se hizo la selección de resalvos de todos los árboles. Se dejaba un rebrote por tronco, el más vital, que no superase los 25 cm de diámetro normal, ya que se estimó que los retoños más grandes y viejos no tendrían capacidad de reacción al tratamiento.

5.3. Entresacas

Puntualmente se hicieron entresacas en pequeños bosquetes y en dos parcelas experimentales de sauce blanco (Gallifa y Gambires) con el objetivo de disminuir la competencia entre pies y favorecer

el aumento de madurez del ecosistema. Se aplicó en dos situaciones: 1) en condiciones de densidad elevada de sauce blanco, para favorecer el crecimiento de los individuos más funcionales; 2) para favorecer el aliso cuando competía con el sauce. Esta especie sería más abundante de no haberse cortado por su interés maderero. Nunca se rebajaba la fracción de cabida de cubierta por debajo del 70% con el objetivo de proteger el suelo, no desestabilizar el arbolado, conservar el microclima interior del bosque y evitar la proliferación de especies herbáceas heliófilas. Se seleccionaban como árboles de futuro, por orden de prioridad: los sanos, los más vitales y los más gruesos. Se procuraba repartir estos árboles por toda la longitud y la anchura de la parcela, con una separación media de entre 2 y 4 m entre árboles vecinos. No se cortaban pies de más de 20 cm de diámetro normal, por el hecho que eran excepcionales en el conjunto de la masa e interesaba conservarlos por su valor estructural.

5.4. Tratamiento de la madera cortada

Los restos vegetales de diámetro mayor (superiores a 15 cm de diámetro normal) recibieron tres tratamientos: 1) la mayor parte se troceó a 1,5-2 m y se apiló, para ser aprovechada como leña por parte de los propietarios de las fincas o por cualquier ciudadano en el caso de la finca de titularidad pública; 2) una parte de los pies se dejaron *in situ* como madera muerta en suelo; siempre a cierta distancia de la lámina de agua y perpendicular a ella para dificultar que la corriente fluvial, en caso de riada, pudiese llevárselos fácilmente. A veces se troceaban en dos o tres trozas para facilitar el proceso de descomposición, aumentando la superficie de contacto de la madera con el suelo (ver capítulo 3.2), sobre todo en sectores más alejados de la orilla y en cursos laterales que no pudiesen llevar nunca mucho caudal; 3) puntualmente, en algunos lugares de aguas tranquilas, de brazos de río poco caudalosos, se pusieron algunos troncos cortados de grandes dimensiones a encima del cauce, con la función, de conformar microhábitats para la flora y la fauna de ribera y acuática (Gregory *et al.*, 2003).

Algunos de los pies de mayor diámetro se anillaron (figura 4). El anillado se practicaba con motosierra o hacha, haciendo un doble filo alrededor de la circunferencia del tronco a la altura del pecho, separados unos 10-20 cm y vaciando una profundidad de 1,5-2 cm por bajo de la corteza. Solo se aplicó donde el riesgo de caída del árbol no pudiese suponer un riesgo para personas, máquinas o infraestructuras, o sea, siempre lejos de caminos y senderos. El anillado comporta el debilitamiento y muerte en pie del árbol seleccionado, imposibilitándole el flujo de savia y nutrientes y a el rebrote, y permite desarrollar funciones ecológicas importantes (sustrato para hongos e invertebrados, reproducción de pícidos y otros aves trepadoras, quirópteros, etc.). Como árbol tipo se tomaban pies de tronco recto y preferentemente desramado, con un diámetro normal mínimo de 18 cm, que son los que prefieren los pícidos (Camprodon *et al*., 2007). No se aplicaba en pies inclinados, esbeltos o con mucha copa, ya que se corría el riesgo que se rompiesen fácilmente con el viento. Notar que al cabo de un año algunos pies ya estaban debilidades y otros muertos.

Los restos vegetales finos (inferiores a 15 cm de dn) se amontonaron aleatoriamente, formando pilas de unos 3-5 m de diámetro y 1-2 m de altura, para incrementar los refugios para la fauna. Se situaban siempre en puntos apartados del río y de los caminos para reducir el riesgo de incendio. La mayor parte del ramaje se trituró mecánicamente y se esparcieron los restos por distintas partes de las unidades de actuación.

Las crecidas del río del otoño de 2010 y la primavera de 2011 respetaron las pilas de ramaje y solo afectaron a algunos de los árboles tumbados cerca del cauce, de tamaño considerable (30-

50 cm de diámetro normal), que se habían dejado con carácter experimental en tramos de río sin infraestructuras próximas. Por consiguiente, en el caso del Ter, debido a su fuerte caudal durante las riadas, no se recomienda tumbar troncos en el cauce como microhábitat y trampa de sedimentos, a menos que se trate de un brazo muy interior que no experimente una crecida impetuosa durante las riadas. Una parte de los restos de las claras, a pesar de retirarse a más de 30 m del cauce durante los trabajos invernales, fueron arrastrados por una fuerte riada en noviembre de 2011; se amontonaron en una de las parcelas entresacadas y tumbaron alguno de los pies de sauce de entre 10-15 cm de diámetro normal. Estos tapones acumulan todo tipo de vegetación y residuos que arrastra el río, modificando la circulación del agua durante las crecidas y por consiguiente los microhábitats acuáticos (brazos internos, balsas) que estas en el interior de la sauceda. Esto indica la importancia de retirar bien lejos los restos de corta y de ser precavido si se deja algún pié tumbado para la biodiversidad en zona de inundación.

5.5. Plantación de especies autóctonas

Una vez eliminados los pies de especies invasoras y hechas los resalveos y las entresacas, se reforzó la vegetación autóctona con la plantación de especies arbóreas propias de cada estación ecológica.

Para la selección de las especies a plantar, fueron muy útiles los inventarios botánicos y forestales así como los indicios observados de especies autóctonas de crecimiento espontáneo, su abundancia y distribución en cada tramos de río, como también observan Vasilopoulos *et al.* (2007) en plantaciones y bosques de ribera con robinia en Grecia.

Se escogieron dos métodos de plantación: planta procedente de vivero comercial y esquejes de producción propia *in situ*. En el primer caso, se priorizaron aquellas especies que difícilmente se podían producir vegetativamente por esqueje. Básicamente eran los árboles de segunda línea del bosque de ribera y de robledal. En todo caso sólo se aceptaba planta con garantía de haberse producido en la misma cuenca, para evitar la introgresión genética (Godé, 2008b). Se desestimó la compra de especies arbustivas, por razones presupuestarias y porque se consideró que se podían extender por si solas una vez eliminadas las especies alóctonas y/o regulado el pasto.

La producción de esquejes permitía disponer de gran cantidad de planta para reforestar y a un coste relativamente abajo. Se obtuvo a partir de planta madre de la misma área de trabajo, en función de la disponibilidad de espacios a restaurar y la proporción en la que aparecía cada especie en la zona de estudio. Se recolectaron esquejes de aliso, sauce blanco, sauce púrpura, sarga y fresno común. Los esquejes se dejaron hormonando durante 24 horas con auxina (ácido indolacético) antes de ser plantados (Aránzazu & Arizpe, 2008). Parte de los esquejes se plantaron directamente. El resto se destinó para enraizar en un vivero (situado en Manlleu), y se hicieron servir como replantación de refuerzo para el invierno siguiente (figuras 5 y 6).

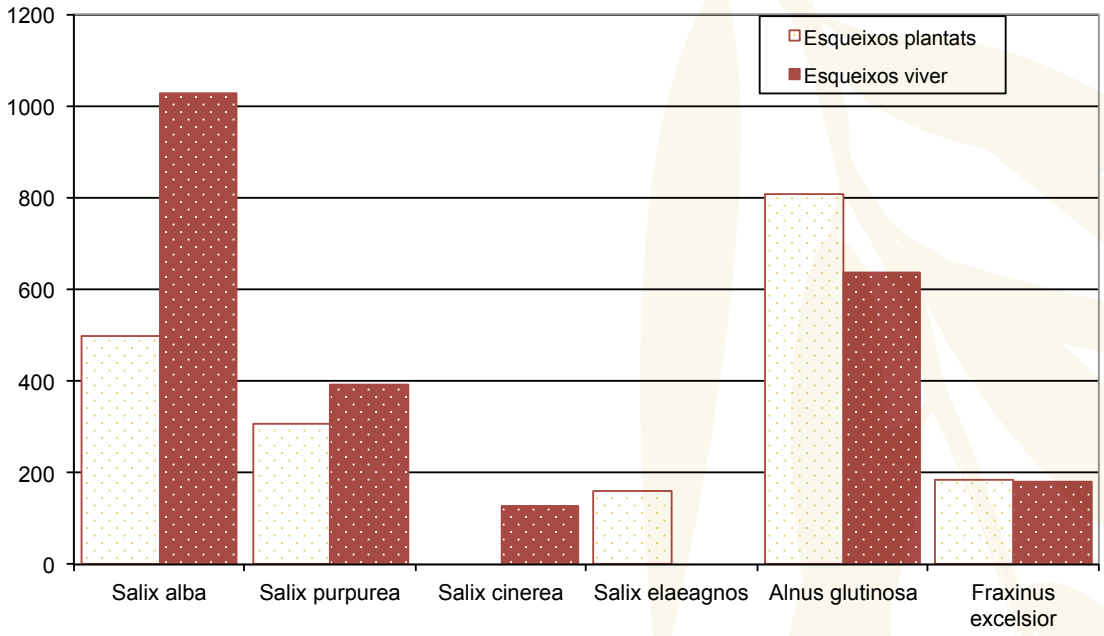


Figura 5. Producción de esqueje en la primera fase de revegetación (invierno 2009-2010) del proyecto Ricover en el río Ter, y pies en vivero para plantarlos en el invierno siguiente.



Figura 6. Vivero de producción de esquejes situado en terrenos municipales de Manlleu (izquierda). Esquejes de sauces plantados como integrantes de la vegetación de ribera de primera línea en la Isla de Gallifa (derecha). Fotos: Jordi Camprodon.

Los esquejes medían unos 50 cm de longitud y de diferente anchura (entre 5 y 30 mm). Se plantaban a la máxima profundidad que se podía, en los lugares ecológicamente más óptimos para cada especie, según la profundidad del suelo, el nivel freático, la distancia a el cauce, etc. La densidad de plantación variaba en función del espacio y la disponibilidad de planta (2-4 m de separación). Se plantaban irregularmente y se alternaban las especies para recrear una situación lo más natural posible (figura 6).

En el caso de los esquejes de aliso, sauce blanco y fresno, se plantaban en zonas con poca competencia arbórea. En el caso de los sauces arbustivos podían ir cerca de la orilla y debajo de cubierta arbórea. Se señalizaban con cintas de un color diferente según la especie, para poderlos identificar fácilmente en el recuento y seguimientos posteriores. Durante un año se efectuó el mantenimiento de los pies enraizados, con riegos periódicos, control de herbáceas y mantenimiento de alcorques (de 50 cm de radio), para optimizar su crecimiento (Cuello *et al.*, 2007).

Para aumentar la supervivencia, se seleccionó el emplazamiento donde plantar el esqueje o la planta de vivero teniendo en cuenta las irregularidades del terreno. Se plantaron lo más hondo posible: 4/5 partes de la longitud si se trataba de un esqueje o un mínimo de 50 cm en el caso de planta con raíz de una o dos savias. En el caso de plantaciones pie a pie, se acompañó, en ocasiones, cada uno con un tutor; debido a la dificultad de localizar los pies en primavera, por el crecimiento exuberante de la vegetación herbácea, que puede llegar fácilmente por encima del metro de altura. En la misma línea, se controló las herbáceas competidoras y se mantuvo los alcorques limpios.

En las fincas con explotación ganadera se intentó excluir el ganado del bosque de ribera y de las áreas de plantación de segunda línea, por medio de la instalación de un cercado eléctrico de doble alambre clavado en palos RTI. También se instaló un abrevadero (finca de Espadamala) para proporcionar agua al ganado fuera del área de actuación, y del ámbito fluvial.

Les resultados indican un éxito rotundo en supervivencia y en crecimiento de las cuatro especies de sauce producidos en vivero. La supervivencia del conjunto de los plantones fue del 99% al cabo de un año de mantenimiento, con una altura de 2-3 m, sin variaciones en función del diámetro del esqueje. Los esquejes de alisos no retoñaron y acabaron muriendo. El fracaso del aliso se explica porque necesita un suelo permanentemente húmedo, difícil de mantener. El fresno rebrotó mal porque es una especie mal rebrotadora, a pesar que sobrevivieron en parte. Esta especie es preferible plantarlo con raíz a partir del segundo año. Los esquejes plantados *in situ* retoñaron muy poco. Solo sobrevivió en torno a un 20% de los pies de sauce blanco y de sarga plantados donde el nivel freático era alto. De los pies con raíz, sobrevivieron alrededor de un 60%. La mortalidad se debió en parte a malas condiciones del terreno (muy pedregoso o con el nivel freático demasiado bajo). Aunque antes de la plantación se hicieron calicatas al terreno para analizar la viabilidad de la plantación, las variaciones en la profundidad y pedregosidad de los suelos de ribera condicionaron el futuro de muchas plantas. Una segunda causa de mortalidad fue el herbivorismo por parte del ganado doméstico, sobre todo bovino, que derribó diversas veces la alambrada, para penetrar en la zona de ribera. Se aconseja crear una cerca doble de alambrada eléctrica y, a ser posible, trasladar las vacas a prados próximos durante todo el primero año de plantación.

En el caso del ganado, se consideró importante mantener constantemente las alambradas de exclusión y, en algunos casos, se optó por el sistema más caro de protectores individuales. Las terneras jóvenes, que acostumbran a ser muy nerviosas y curiosas, destrozaron las alambradas fácilmente, en sus paso habituales. Durante algún tiempo, la instalación de un abrevadero lejos del cauce, permitió desviar la atención de las vacas hacia el río para abrevarse.

5.6. Restauración ecológica de una isla fluvial después de la corta final de una chopera

Un caso especial fue el interior de la isla de Gallifa (les Masies de Voltregà). En otoño de 2010 una plantación de chopos de 3,7 ha recién cortada se empezó a transformar en un área para la conservación de los hábitats y especies de ribera. La superficie a restaurar se dividió en 70 parcelas triangulares (de 450 m^2). Se seleccionó una muestra aleatoria simple de 35 unidades, donde no se hizo ninguna actuación; en el resto se plantaron árboles de ribera autóctonos con una unidad de plantación de 3x3 m, intentando que su distribución en las parcelas también fuera aleatoria.

Los datos preliminares correspondientes al mes de octubre siguiente a partir de las actuaciones de restauración, indicaron que las subparcelas próximas al bosque adyacente presentaban un hábitat

adecuado para todas las especies de ribera, probablemente debido al sustrato y a la hidrodinámica, ya que cuando hay riadas el agua circula más despacio y deposita más cantidad de sedimentos. La plantación de refuerzo en este espacio donde se eliminó casi toda la cobertura vegetal parecía resultar eficiente para recuperar las poblaciones vegetales autóctonas; en las subparcelas donde no se plantó nada, el número de árboles autóctonos era significativamente inferior al cabo de un año (figura 2). La plantación de refuerzo, sin embargo, no condicionó significativamente las especies vegetales alóctonas, que proliferaron de la misma forma en unas y otras parcelas.

5.7. Restauración geomorfológica fluvial: recuperación del flujo de agua alrededor de una isla fluvial

En septiembre de 2010 se llevó a cabo la reactivación del brazo izquierdo del río Ter en la isla de Les Gambires (figura 7). Esta actuación de mejora geomorfológica se hizo con el propósito de compensar una antigua extracción de áridos realizada en el brazo derecho del río, que iba dejando progresivamente más seco el brazo izquierdo. Eso había provocado la muerte de casi todos los alisos y debilitando los sauces y fresnos, aparte de la eliminación de un tramo de río poco caudaloso, idóneo para el desarrollo de los alevines de peces.

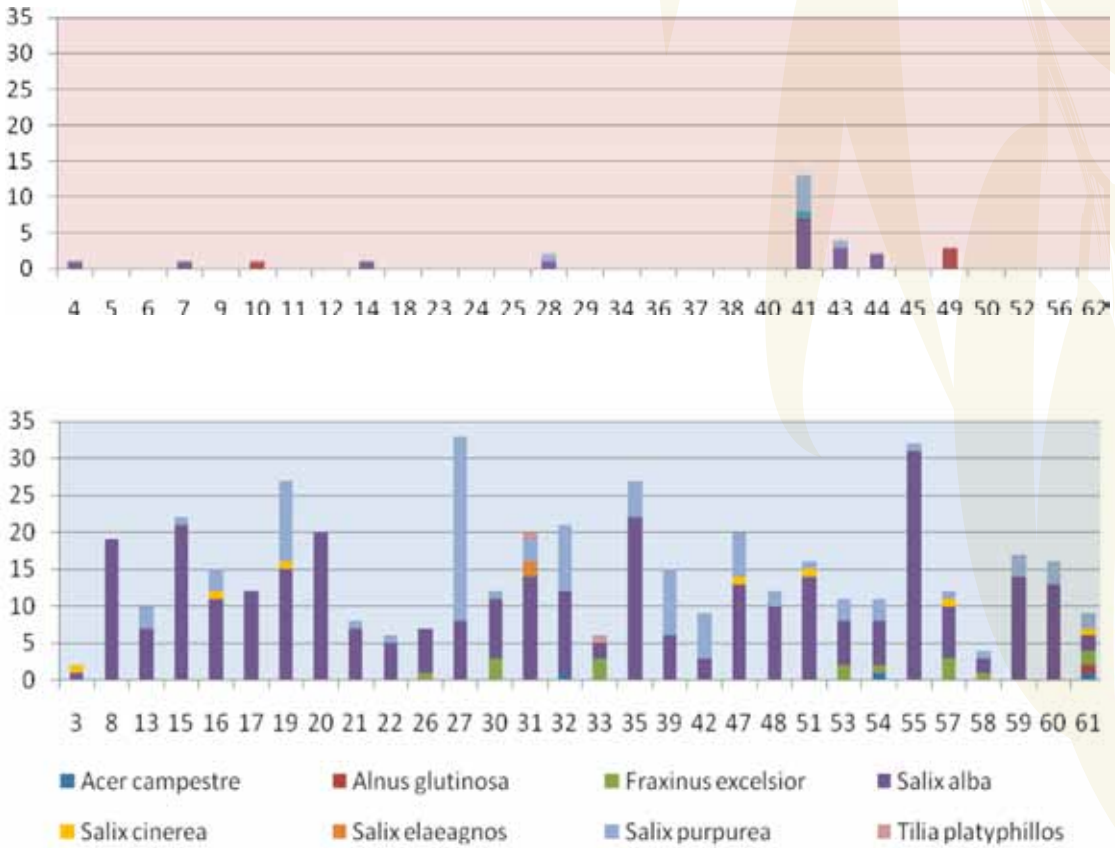


Figura 7. Número de árboles plantados en subparcelas de restauraciones ecológicas de la isla de Gallifa (río Ter) en 2011. Los colores de las barras indican las diversas especies de árboles.

Partiendo de una simulación para un período de retorno de 2,3 años, se concluyó que la mejor opción era crear una rampa de fondo aportando material grosero en el cauce (bloques de 1 m^3 de piedra margosa gris-azulada de una cantera vecina), con un total de 83 m^3. Se recreció 0,5 metros de altura en una franja de 5 metros de anchura y 30 metros de longitud. Actualmente, el brazo

izquierdo del río fluye de manera continua.

5.8. Conservación de una colonia de ardéidos por medio de la creación de pantallas visuales protectoras

Paralelamente a estas actuaciones, en dos puntos (El Despujol y Les Gambires) se instalaron pantallas protectoras visuales de madera, con el propósito de reducir las molestias sobre la fauna por parte de los paseantes.

Se hicieron una serie de orificios rectangulares y se instalaron paneles informativos, permitiendo que funcionen como *hide* y, reincrementar la sensibilización ambiental.

5.9. Seguimiento de los resultados

En los años siguientes a las actuaciones se continuará buscando financiación para el mantenimiento de las actuaciones llevadas a cabo en estos espacios y, al mismo tiempo, seguir evaluando las variables forestales, hidromorfológicas y biológicas en base al protocolo establecido. Los objetivos del seguimiento son dos: estudiar las interacciones entre indicadores y la estructura forestal y, al mismo tiempo, valorar a medio plazo la efectividad de los tratamientos aplicados y, en caso necesario, corregirlos.

6. AGRADECIMIENTOS

Ricover es un proyecto de la convocatoria Interreg IVA SUDOE de la Unión Europea. El proyecto Riberes del Ter ha recibido financiación de l'Agència Catalana de l'Aigua y del Departament de Medi Ambient i Habitatge (DMAH) de la Generalitat de Catalunya, así como apoyos de otras entidades: Diputació de Barcelona, Obra social de Caixa Catalunya, Obra social de "La Caixa", Fundación Biodiversidad y Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.

Nuestro agradecimiento más especial a los propietarios de las fincas, por su trato impecable y las facilidades dadas, y en el mismo sentido a los ayuntamientos de Torelló, las Masies de Voltregà y Manlleu. También agradecemos la implicación de la brigada del proyecto Ricover, que se ha encargado de la mayoría de los trabajos forestales, y concretamente a los capataces Quim Fité y Joan Marfil y a los operarios Albert Rodríguez, Juan Aranda, Ahmed Mnwar, Yusef Ouriach y Pau Izquierdo. Así mismo, agradecemos también la participación de los alumnos del Módulo de Horticultura Ecológica del Ayuntamiento de Manlleu, y muy especialmente a su responsable, Manel Macià, a la cooperativa SHES, a la empresa TAC Osona y a los alumnos del IES Voltreganès (les Masies de Voltregà). Agradecemos la participación de los alumnos en prácticas al CTFC: Gerard Berengueras y Marta Testuri, Xavier Moncunill, Xavier Bergara, Núria Fontova y Adám Tàmas. A Pau Vericat, Pere Casals, Francesc Montané, Jaime Coello y Fermí Sort por su asesoramiento, a los compañeros del Àrea de Biodiversitat del CTFC por sus consejos y a Enric Vadell por la supervisión desde el DMAH.

7. BIBLIOGRAFÍA

ARÁNZAZU, M. & ARIZPE, D. (eds.). 2008. *Manual de propagación de árboles y arbustos de ribera. Una ayuda para la restauración de riberas en la región mediterránea.* Generalitat Valenciana. València. 203 pp.

ARIZPE, D., MENDES, A. & RABAÇA, J. (eds.). 2009. *Sustainable riparian zones. A Management Guide*. Generalitat Valenciana. València. 287 pp.

ASENSIO, N., CORTINA, A. PIETX, J. & COLLADO, H.. 2005. *Opcions per a la custòdia del territori en finques privades. Guia pràctica per a la propietat – 2a edició.* Xarxa de Custòdia del Territori & Fundació Territori i Paisatge de Caixa Catalunya. Barcelona. 40 pp.

BOLÒS, O. DE. 2001. Vegetació dels Països Catalans. Col•lecció Gaia, 8. Ed. Aster. Terrassa. 228p.

CAMPRODON, J., CAMPIÓN, D., MARTÍNEZ-VIDAL, R., ONRUBIA, A., ROBLES, H., ROMERO, J. L. & SENOSIAIN, A. 2007. Status, habitat selection and conservation of Iberian Woodpeckers. In: *Biodiversity conservation, vertebrates and forestry*. CAMPRODON, J. & PLANA, E. (ed.): 391-434. Edicions Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.

CAMPRODON, J., ORDEIX, M. GUIXÉ, D. JIMÉNEZ, L. & LLACH, F. 2010. Actuacions silvícoles de restauració del bosc de ribera al curs mitjà-alt del riu ter. *XXVII Jornades Tècniques Silvícoles*, 53-61. Consorci Forestal de Catalunya.

CASAS, C. 2005. *La vegetació de l'Illa de les Gambires. Informe provisional.* Informe Tècnic del Grup de Recerca de Medi Ambient de la Universitat de Vic per al Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter. 15 pp.

COLL, LL., MESSIER, C. DELAGRANGE, S. & BERNINGER, F. 2007. Growth, allocation and leaf gas exchanges of hybrid poplar plants in their establishment phase on previously forested sites: effect of different vegetation management techniques. *Ann. For. Sci.*, 64: 275-285.

GODÉ, L. (ed.). 2008a. *Criteris per a la redacció de projectes de gestió, conservació i recuperació d'espais fluvials*. Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Barcelona. 77 pp.

GODÉ, L. (ed.). 2008b. *La gestió i recuperació de la vegetació de ribera. Guia tècnica per actuacions en riberes.* Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Barcelona. 180 pp.

GREGORY, S. V., BOYER, K. L. & GURNELL, A. M. (eds.). 2003. *The ecology and management of wood in world rivers.* Bethesda: American Fisheries Society.

GUIXÉ, D., CAMPRODON, J. VERICAT, P. ORDEIX, M. JIMÉNEZ, L. & LLACH, F.. 2010. *Projecte RICOVER. Restauració del bosc de ribera a l'Alt Ter (Osona). Protocol d'actuació*. Informe Tècnic del Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC) i el Centre d'Estudi dels Rius Mediterranis - Museu Industrial del Ter (CERM). 19 pp. www.ricover.eu.

KINGSFORD, R. T., BIGGS, H. C. & POLLARD, S. R.. 2010. Strategic Adaptive management in freshwater protected areas and their rivers. *Biological Conservation*, 144: 1194-1203.

ORDEIX, M. & ORTIZ, J. 2009. Casos d'estudi: Osona i la Costa Brava. In: ORTIZ, J. & ORDEIX, M. (eds.). *Espiadimonis, nàiades, sabaters i cuques de capsa. Els invertebrats dels rius i zones humides de Catalunya,* 6: 119-142. Museu Industrial del Ter / Eumo Editorial. Manlleu.

PRAT, N., PUERTOLAS, L. & RIERADEVALL, M. 2008. *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental.* Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona. Barcelona. 117 pp.

VASILOPOULOS, G., TSIRIPIDIS, I. & KARAGIANNAKIDOU, V. 2007. Do abandoned tree plantations resemble natural riparian forest? A case study form northest *Greece. Bot. Helv.*, 117: 125-142.





Focha (*Fulica atra*) criando en los márgenes de una sauceda.
Nutria (*Lutra lutra*) refugiada entre la vegetación de ribera.
Fotos: Carles Santana.

METODOLOGÍA DE ELECCIÓN DE TRAMOS FLUVIALES PARA REHABILITAR O RESTAURAR A PARTIR DEL ESTUDIO DE BIOINDICADORES EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL GUADIANA A SU PASO POR EXTREMADURA

Jerónimo Carrascal-Tirado
Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental. Junta de Extremadura. Ctra. de Portugal, E-06800 Merida.
jcarrascalt@gmail.com

RESUMEN

El objetivo del presente estudio es analizar y evaluar en los ríos de la cuenca del Guadiana a su paso por Extremadura, la correlación existente entre el Estado Ecológico determinado según las directrices de la Directiva Marco del Agua (DMA) a través de la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH), con el hipotético estado ecológico en el que se hallan si se aplicaran otros indicadores o se modificaran las condiciones de referencia y límites de cambio de clase atendiendo más específicamente a la idiosincrasia de cada tipologías de ríos estudiados.

Para ello tras analizar los índices e indicadores en una serie histórica de años se seleccionaron dos tipos de tramos de río por tipología conforme a los criterios establecidos en la IPH. Los primeros, presentaron un alto grado de naturalidad y conservación y sirvieron como referente para localizar a los segundos, tramos fluviales con estados ecológicos más deteriorados, pudiendo comparar o contrastar ambos tipos de tramos. Tras seleccionarlos se realizaron dos campañas de muestreo analizando como evolucionó el estado ecológico en los tramos escogidos y como se adaptaron otros índices complementando el estudio.

A su vez se analizaron como evolucionan los índices y bioindicadores en un tramo de río tras una rehabilitación fluvial en el río Guadajira.

Palabras clave: bioindicadores, efectividad, índices, imagen objetivo, restauración.

ABSTRACT

METHODOLOGY FOR THE ELECTION OF RIVERS TO REHABILITATE OR RESTORE BY MEANS OF THE STUDY IN BIOINDICATORS IN THE HYDROGRAPHICAL BASIN OF GUADIANA LEADING TO EXTREMADURA. The aim of this study is to examine and evaluate rivers in the Guadiana basin as it passes through Extremadura, the correlation between the ecological status determined according to the guidelines of the Water Framework Directive (WFD) through the Hydrologic Planning Instruction (HPI), with the hypothetical ecological status which if implemented other indicators are applied or the terms of reference are modified and class boundaries changed to be more specific in response to the idiosyncrasies of each type of river studied.

To do this after analysing the indexes and indicators in a historical series of years we selected

two types of stretches of rivers by type according to the criteria in the HPI. The first presented a high degree of naturalness and conservation and served as a reference to locate the second, river sections with more impaired ecological conditions, being able to compare or contrast the two types of sections. After selecting them, two sampling campaigns were carried out analysing how the ecological status evolved in the sections chosen and how they adapted to other indices that complement the study.
In turn, the indices and bioindicators were analysed in a stretch of river after the river rehabilitation in the Guadajira River.
Keywords: bioindicators, effectiveness, indexes, target image, restoration.

1. INTRODUCCIÓN

La Unión Europea (UE) en el año 2.000, dio un gran paso adelante con la adopción de la *Directiva Marco del Agua 2000/60/CE* (DMA). Esta Directiva introduce un nuevo enfoque legislativo con respecto a la gestión y la protección de las aguas, basado en las formaciones geográficas e hidrológicas naturales: las cuencas hidrográficas, eliminando los límites administrativos como unidades de gestión. Además, exige la coordinación de distintas políticas de la UE y establece un calendario de actuaciones preciso, fijando 2015 como fecha objetivo para que todas las aguas de la UE se encuentren en buen estado ecológico.
La DMA es incorporada al ordenamiento jurídico español a través del Texto refundido de la Ley de Aguas (*REAL DECRETO LEGISLATIVO 1/2001, de 20 de julio, y sus sucesivas modificaciones), y el REAL DECRETO de Planificación Hidrológica 907/2007, de 6 de julio*, estableciendo las medidas necesarias para cumplir con los objetivos marcados en dicha directiva. Siendo la *Instrucción de Planificación Hidrológica, ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre* (IPH), la que detalla los contenidos de la normativa y establece la metodología para su aplicación.
En el marco del proyecto RICOVER (http://www.ricover.eu/), la Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental de la Junta de Extremadura elaboró este estudio, el cual analiza y evalúa como se adaptan los índices e indicadores empleados de la IPH en los ríos de la Cuenca del Guadiana a su paso por Extremadura, así como las condiciones de referencia y límite de cambio de clase, ya que son las que determinan su estado ecológico. A su vez se analizó como evoluciona ecológicamente un tramo del río Guadajira (afluente del Guadiana) tras ser sometido a una obra de rehabilitación fluvial.

2. SELECCIÓN DE TRAMOS FLUVIALES

La intención de este primer análisis fue buscar y seleccionar dos tipos de tramos fluviales. Los primeros son tramos con un buen ó muy buen estado ecológico desde el punto de vista biológico, hidromorfológico y físico-químico, denominándolos tramos *"imagen objetivo"*. Éstos sirven como referente o ejemplo para analizar los valores en los que oscila cada uno de los parámetros de la IPH determinando las condiciones de referencia. Los segundos serán *"tramos a restaurar"*, cuyos estados ecológicos más deteriorados precisaría de alguna intervención o corrección para mejorar su estado ecológico, de esta manera se podrán contrastar los distintos valores analizados y su evolución entre tipologías de ríos. Para efectuarlo se realizó un trabajo de gabinete y posteriormente otro de campo que contrastara la metodología.

2.1. Selección y caracterización de masas de agua

El trabajo de gabinete se inició clasificando las diferentes masas de agua superficiales en la Cuenca del Guadiana a su paso por Extremadura (figura 1), centrándose el análisis en masas naturales, con cualquier tipo de régimen fluvial (excepto el efímero), y diferenciando por tipología de ríos tal y como establece la Instrucción de Planificación Hidrológica de España.

101.- Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana, representan el 57,23 % del total.

108.- Ríos de la baja montaña mediterránea silícea, suponen el 27,72 % del total.

117.- Grandes ejes en ambiente mediterráneo, representan el 15,05 % del total.

Así pues, en cada una de estas tipologías se seleccionó un tramo "imagen objetivo" y otro a "restaurar".

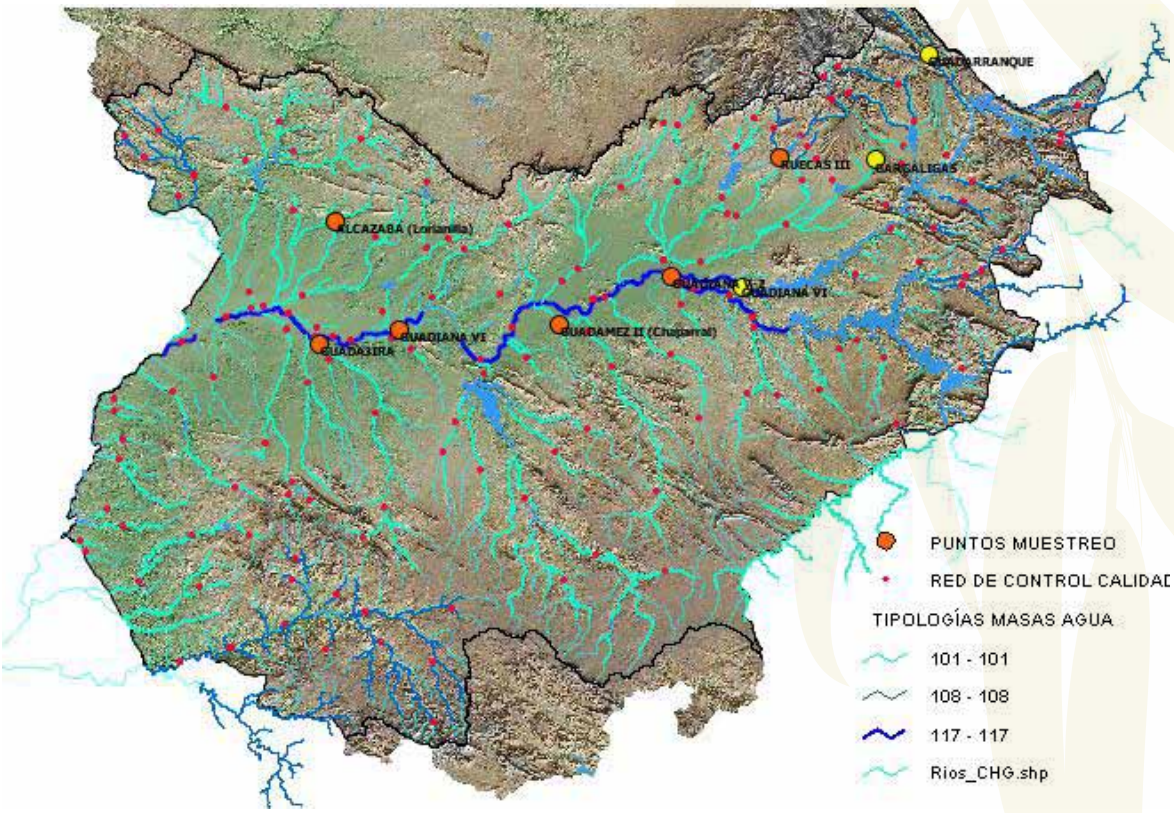


Figura 1. Ámbito de estudio. Cuenca del Guadiana a su paso por Extremadura y tipologías de ríos según la IPH. Se muestra también las estaciones de control biológico y los puntos de muestreo. Los puntos más gruesos muestran los puntos de muestreo en las campañas 2010-2011 (puntos amarillos "tramos imagen objetivo" y puntos rojos "tramos a restaurar").

2.2. Recopilación y análisis de información

El siguiente paso fue, recopilar la información referente a los indicadores utilizados y a los datos históricos de los mismos, procedentes de capas de Sistemas de Información Geográfica (S.I.G) y de las estaciones de la Red de Control Biológico de la Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHGn) en Extremadura. Se estableció una serie de años de estudio, del 2.005 al 2.009, y se analizaron estadísticamente los datos existentes, provenientes de los indicadores usados en la IPH:

- Calidad biológica: macroinvertebrados: IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party); y diatomeas: IPS (Índice de Pulosensibilidad Específica).
- Calidad hidromorfológica: QBR (Calidad del Bosque de Ribera) e IHF (Índice de Hábitat Fluvial).
- Físico-químicos: conductividad, pH, oxígeno disuelto y conductividad.

Los valores de los diferentes indicadores se disponían de forma cuantitativa, fue necesario comprobar en la IPH y por tipología de río, los límites de cambio de clase y los valores de referencia que se establecen, de forma que la información pudiera utilizarse de manera cualitativa (se clasificaron en las 5 clases establecidas en la DMA, siendo muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo), así los valores adquieren significado simplificando el estudio.

2.3. Selección de indicadores

Tras el análisis estadístico de los indicadores se seleccionaron los que mejor caracterizan el estado ecológico de los tramos fluviales con estaciones de control. Los criterios de selección de los indicadores atendieron a la cantidad y calidad de datos existentes y la correlación observada entre ellos. La muestra analizada corresponde a las estaciones que disponían de datos en cada uno de los indicadores citados.

Así pues se escogieron QBR e IHF al observarse la relación directa año tras año de los dos indicadores morfológicos (figura 2).
Únicamente se seleccionó un bioindicador ya que ofrecieron resultados dispares, no pudiendo establecerse una relación directa entre ellos, eligiéndose el IBMWP en detrimento de IPS. Consultando la bibliografía científica (Besse-Lototskaya et. al, 2006) existen dudas sobre el comportamiento de las diatomeas en algunas condiciones del sustrato, siendo más voluble a alteraciones puntuales.
No obstante los parámetros físico-químicos guardan una correlación importante con IPS (Fig 2).

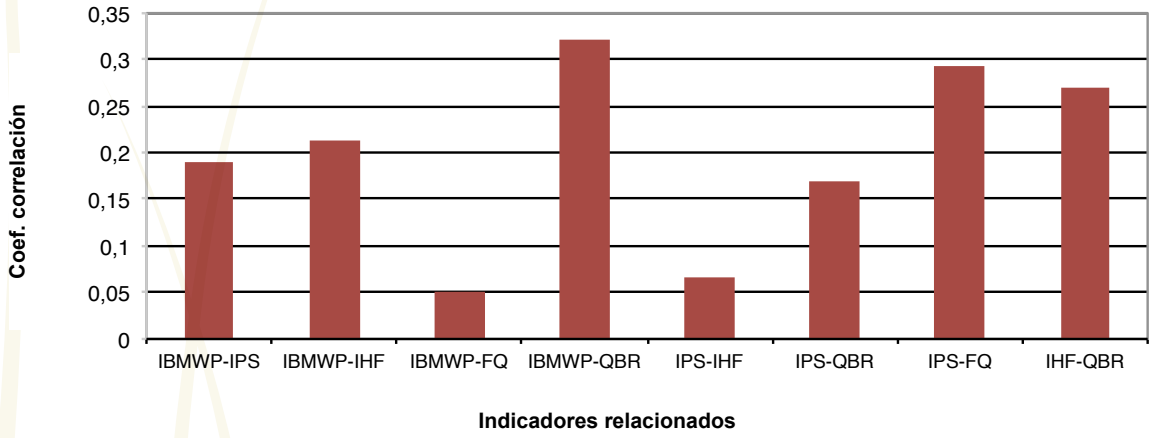


Figura 2. Correlación entre todos los indicadores analizados en la serie histórica 2005-2009.

2.4. Análisis y clasificación de tramos

Los indicadores e índices seleccionados se analizaron en 175 estaciones de control biológico de la Cuenca del Guadiana a su paso por Extremadura (figura 1). Para poder establecer una clasificación por estaciones de control, con los datos seleccionados en la serie de años establecida, era necesario dar valores numéricos (cada año) a los datos cualitativos antes citados, asignándole valor 1 si es malo y 5 si es muy bueno, según establece los límites de cambio de clase y las condiciones de referencia de la IPH en cada uno de los parámetros.
De esta manera se realizó para el bioindicador IBMWP, un promedio por estación de los cinco años de estudio.

Para los índices hidromorfológicos (IHF y QBR), se realizó un promedio de ambos índices por año, obteniéndose finalmente al igual que en el caso anterior un promedio por estación de la serie de años estudiada.

Y por último se analizaron los tres parámetros físico-químicos, estableciéndose como valor resultante por año el de peor calidad obtenido, realizando finalmente el promedio de dicho valor por estación de la serie histórica.
Tras este análisis se preseleccionaron tramos "*imagen objetivo*" y "*tramos a restaurar*" en cada tipología de río, con los siguientes criterios.

2.4.1. Tramos imagen objetivo

Se estableció un listado por estaciones de control y tipología de río, con cada uno de los indicadores antes seleccionados, realizándose los siguientes filtros.

Clasificación y localización de las estaciones mejor posicionadas en los últimos 5 años, establece una representación histórica amplia, premiando a las estaciones que han tenido más regularidad en cada uno de los indicadores seleccionados.
Clasificación y localización de las estaciones mejor posicionadas en los últimos 3 años, lo que representa un sesgo menos restrictivo y le da más peso a las estaciones que recientemente han mejorado su estado ecológico, penalizando las que han rebajado su calidad.

Para verificar que la selección anterior es la correcta fue necesario asegurar que éstas no presentaban resultados malos o deficientes en ningún parámetro en la serie de años, ya que al realizar promedios en los parámetros anteriores se podrían seleccionar algún tramo imagen objetivo que no cumpliera totalmente con el objetivo marcado, así pues se realizó el siguiente filtro en cada uno de los parámetros estudiados.
Se localizaron las estaciones que no presentaron valores malos ni deficientes en los últimos 5 años.
Se localizaron las estaciones que no presentaron valores malos ni deficientes en los últimos 3, lo que representa un sesgo menos restrictivo.

De todo lo anterior se deducen una serie de estaciones que, de manera continuada, presentaron buenos resultados en estos últimos años, desde el punto de vista biológico, hidromorfológico y físico-químico. Posteriormente a través de ortofotos e imágenes satélites, se analizaron las proximidades de éstas estaciones preseleccionadas, para comprobar que no existían presiones hidromorfológicas a simple vista, tales como presas, azudes, canalizaciones, graveras, falta de cobertura vegetal, etc., preseleccionando así los candidatos a ser "*tramos imagen objetivo*" (tabla 1).

Tabla 1. Listado de tramos que fueron preseleccionados y que tras fotointerpretación y salida a campo posterior se eligieron como tramos "a restaurar" o "imagen objetivo" (columna "Tramo Selección").

Tipología	Nombre	Biológico	Hidromorf.	Presiones observadas por fotointerpretación y visita a campo posterior	Tramo Selección
101	Río Guadajira	Sin datos	Sin datos	Muy afectado por Autovía A 5	A restaurar
101	Arroyo Piedrabuena	Muy bueno	Moderado a Bueno	Canalizado, presencia de erosiones, pobre cobertura vegetal	No
101	Arroyo Chaparral	Moderado a Bueno	Malo	Cercano a población, motas y dragado	A restaurar
101	Río Gargáligas	Muy bueno	Moderado Bueno	Vegetación arbustiva/arbórea de cobertura media a alta	Imagen objetivo

101	Río Guerrero	Bueno a Muy bueno	Bueno a Moderado	Buena cobertura vegetal. Cantera a 1.800 m aguas arriba	No
101	Arroyo Lorianilla	Muy bueno	Deficiente a Moderado	Azud aguas abajo. Poca cobertura vegetal y presencia de erosiones	A restaurar
108	Río Ruecas III	Moderado a Muy bueno	Deficiente a Moderado	Escasa cobertura vegetal, aunque en contacto con la dehesa	A restaurar
108	Río Gévora	Muy bueno	Moderado a Bueno	Buena cobertura vegetal riparia, limitada por cultivos. Azud	No
108	Río Guadarranque	Bueno a Muy bueno	Bueno	Buena cobertura vegetal, en contacto con masas forestales de montes altos y adehesadas	Imagen objetivo
117	Río Guadiana VI	Bueno a Muy bueno	Deficiente a Moderado	Escasa cobertura vegetal riparia, limitada por cultivos. Presa y graveras aguas arriba	A restaurar
117	Río Zújar	Bueno a Muy bueno	Moderado a Bueno	Escasa cobertura vegetal riparia, limitada por cultivos. Azud mismo punto muestreo. Graveras 600 m aguas abajo y en el entorno	No
117	Río Guadiana V	Muy bueno	Moderado a Bueno	Buena cobertura vegetal, en contacto con vegetación natural de escasa densidad y con cultivos	Imagen objetivo
117	Río Guadiana V2	Bueno a Muy bueno	Moderado	Buena cobertura vegetal, pero rodeada de cultivos. Antiguas extracciones de áridos en las proximidades	A restaurar

2.4.2. Tramos a restaurar

Muchos de los tramos que no eran candidatos a ser imagen objetivo, eran candidatos a ser tramos susceptibles de restauración fluvial, lo cual es una muestra basta y no definida, por tanto fue necesario establecer criterios para determinar que tramos escoger para que cumplieran los objetivos del estudio.

Así pues se preseleccionaron aquellos tramos con una calidad “buena o muy buena” en el índice IBMWP pero con calidad por debajo de “buena” en los hidromorfológicos, obteniendo una calidad ecológica por encima de “moderado” en los parámetros físico-químicos. Las razones de esta selección son las siguientes:

Poder observar y comparar su evolución con estaciones que no estén muy alejadas de la calidad ecológica de los tramos imagen objetivo, de esta forma se establecen puntos de discusión con contrastes más atenuados (si se hubieran elegido tramos con calidad mala o deficiente en todos los parámetros sería obvio establecer diferencias entre ellos y no se podría debatir las condiciones de referencia establecidas en la IPH).

La segunda razón tiene una finalidad meramente práctica, ya que consigue localizar tramos que con el mínimo coste económico pueden alcanzar un buen estado ecológico (tal y como exige la DMA), ya que la restauración fluvial se centraría únicamente en los aspectos hidromorfológicos (se observó mediante fotointerpretación en S.I.G. presiones subsanables en las proximidades, suponiendo a priori que son la causa del mal dato en el indicador). Se incluye en esta preselección de tramos el río Guadajira (tabla 1), que aunque no cumple los requisitos antes marcados fue objeto de una rehabilitación fluvial en el tramo muestreado comprobando la evolución tras una rehabilitación fluvial.

2.5. Visita de campo y campañas de muestreo

Para corroborar la preselección de los tramos y antes de realizar los trabajos de muestreo, se evaluaron "in situ", las presiones hidromorfológicas visualizadas a través de SIG, de tal manera que de los 13 tramos preseleccionados, se eligieron 9 (tabla 1).

Tras la visita de campo anterior, se efectuaron las campañas de muestreo, realizándose una en otoño 2.010 y otra en primavera de 2.011 (aplicando las normas y protocolos UNE para la toma de muestras). Se procedió al análisis de los mismos indicadores utilizados en la IPH, de esta forma se pudo observar cuál es la evolución, añadiendo otros indicadores que complementaron el estudio (parámetros físico-químicos; nitratos, amonio y fósforo total, bioindicadores hidromorfológicos; RQI (*Riparian Quality Index*), RVF (*Riparian Forest EValuation*), así como muestreos de la ictiofauna.

2.6. Determinación del estado ecológico

La calidad ecológica de cada indicador se clasificó en función a las categorías establecidas en la IPH, y con las condiciones de referencia y límites de cambio de estado que se establecen para las tipologías 101 y 108, los valores de los nutrientes (amonio, nitratos y fósforo total) se evalúa de forma genérica en la tabla 11 de la Instrucción. La tipología 117, es una excepción, al no estar ningún indicador tabulado en la Instrucción, empleándose para evaluar los parámetros fisicoquímicos la tabla genérica indicada anteriormente (la cual no incluye la conductividad), los bioindicadores se evaluaron conforme al *Borrador de informe sobre la interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de información de estaciones de referencia del MARM en su versión 5.9 de Mayo de 2009.* Los índices hidromorfológicos son evaluados por los rangos propios de los índices, no participando a la hora de determinar el estado ecológico.

Para establecer la clasificación del estado ecológico, según la IPH, se tuvieron en cuenta la calidad de cada uno de los parámetros analizados establecidos en los 3 grupos, físico-químico, hidromorfológico y biológico, aplicándose el esquema de la guía *REFCOND "one out, all out"*, seleccionándose el peor valor obtenido de los elementos de calidad por grupo.

Los índices hidromorfológicos RQI, RVF no están contemplados en la IPH, pero se integraron como complemento de los anteriores para ver como se adaptaban a las características de los ríos de la Cuenca del Guadiana y disponer de más datos hidromorfológicos que analizaran las presiones a subsanar en los tramos seleccionados.

La ictiofauna, no incluida por la IPH para la clasificación del estado ecológico, fue analizada conforme a lo establecido en la tabla 8 de la IPH, proporción de individuos de especies autóctonas, analizando así la evolución desde el 2.005 en los que disponen de datos.

3. CONTEXTO METEOROLÓGICO

Los ríos de la Cuenca del Guadiana a su paso por Extremadura están fuertemente ligados a las condiciones meteorológicas (pluviometría principalmente), ya que muchos de ellos son ríos estacionales, como es el caso de la gran mayoría de ríos incluidos en la tipología 108, en menor número la 101, debido a que estos últimos están regulados por los embalses o por cultivo de regadío y no disponen de un régimen fluvial natural. La tipología 117, el río Guadiana, tiene una dependencia aún menor.

Así pues es necesario contextualizar meteorológicamente las dos campañas realizadas, tanto desde un punto de vista puntual (días antes y durante la toma de muestras) como global (año hidrológico). La campaña de otoño del 2010 se efectuó del 15 al 19 de noviembre, este año fue anormalmente lluvioso, ya que el año hidrológico 2009-2010 (de septiembre a septiembre) se acumularon entre 750 mm y 900 mm (dependiendo de la ubicación de la estación meteorológica) un 40 % superior a la media anual (figura 3). Los meses de septiembre y octubre del 2010, del siguiente año hidrológico registraron datos pluviométricos abundantes, aunque de carácter tormentoso (pocos días de lluvia) lo que provoco avenidas puntuales, sin embargo los cauces de las tipología 101 y 108 no llevaban mucha agua debido a que 15 ó 20 días antes del muestreo apenas llovió (figura 4).

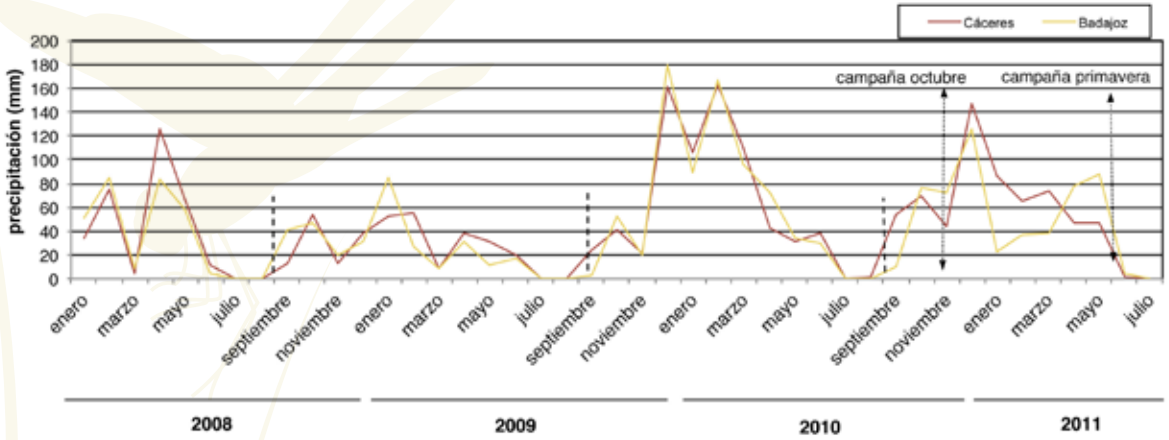


Figura 3. Gráfico de la evolución de los años hidrológicos (estaciones meteorológicas de 083300 Talavera y 082610 Cáceres, AEMET).



Figura 4. Río Guadarranque, río Guadajira y río Lorianilla, respectivamente durante la campaña de 2010. Fotos: Jerónimo Carrascal.

La campaña de primavera del 2011 se realizó entre el 30 de mayo y el 2 de junio, este año hidrológico(2010-2011) en Extremadura también ha estado por encima de la media pluviométrica (figura 3). Los días anteriores al muestreo y durante el mismo hubo lluvias abundantes de carácter tormentoso típicas del final de primavera lo que provocó que los cauces llevaran un caudal considerable (figura 5)



Figura 5. Rio Guadarranque, Guadajira y Lorianilla, respectivamente durante la campaña de 2011. Fotos: Jerónimo Carrascal.

4. RESULTADOS

El estado ecológico determinado al aplicar los criterios de la IPH derivados de las campañas de muestreo efectuadas, determinaron un mejor estado ecológico para los ríos de la tipología 117, seguidos de la tipología 101 y por último la tipología 108 que nunca obtuvo un resultado mejor de "moderado" (figura 6). A continuación se desglosa por tipología los resultados obtenidos en cada uno de los parámetros analizados (físico-químicos, hidromorfológicos y biológicos) que explicarán las razones por las que ríos que a priori están más intervenidos por el hombre han resultado tener un estado ecológico de "bueno", incluidos tramos que no eran imagen objetivo y como el mejor estado ecológico de la tipología 108 (incluido tramo imagen objetivo) ha sido de "moderado".

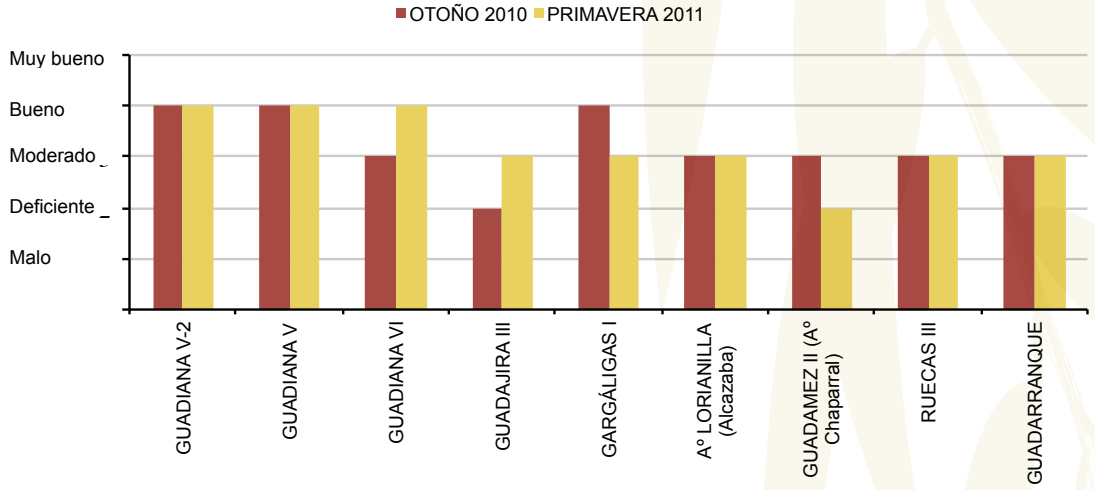


Figura 6. Gráfico del Estado Ecológico determinado en las dos campañas muestreadas para los tramos de río seleccionados.

4.1. Tipología 101

Los ríos analizados en esta tipología fueron: Gargáligas (imagen objetivo), Arroyo Chaparral, Arroyo Lorianilla y Guadajira.

4.1.1. Hidromorfológicos

Los índices IHF y QBR, han ofrecido resultados esperados en esta tipología (figura 7), corroborando la elección del tramo imagen objetivo ya que obtuvo calidad "muy buena" en las dos campañas, al igual que el tramo del arroyo Lorianilla, que auque no se eligiera como imagen objetivo hidromorfológicamente está muy bien conservado, los otros dos tramos ofrecieron resultados negativos. Al aplicarse los índices RQI y RFV, no contemplados en la IPH para determinar el estado ecológico, corroboraron la mala calidad hidromorfológica de éstos últimos, obteniendo los peores valores en estos índices, sin embargo no se obtuvo la misma relación al aplicarse en Gargáligas y Lorianilla, alcanzando una calidad "moderada" en RQI y "mala" en RFV.

4.1.2. Biológicos

Desde el punto de vista biológico los mejores resultados obtenidos en las dos campañas los ofreció el tramo considerado imagen objetivo (figura 7), alcanzando una calidad "muy buena" tanto en diatomeas como en macroinvertebrados. El arroyo Lorianilla lo sigue de cerca con una calidad de "bueno" en otoño y "muy bueno" en primavera. El río Guadajira ofrece los peores resultados en las dos campañas, seguido de cerca por el Chaparral, siendo las diatomeas el indicador que ha alcanzado valores deficientes en alguna de las dos campañas.

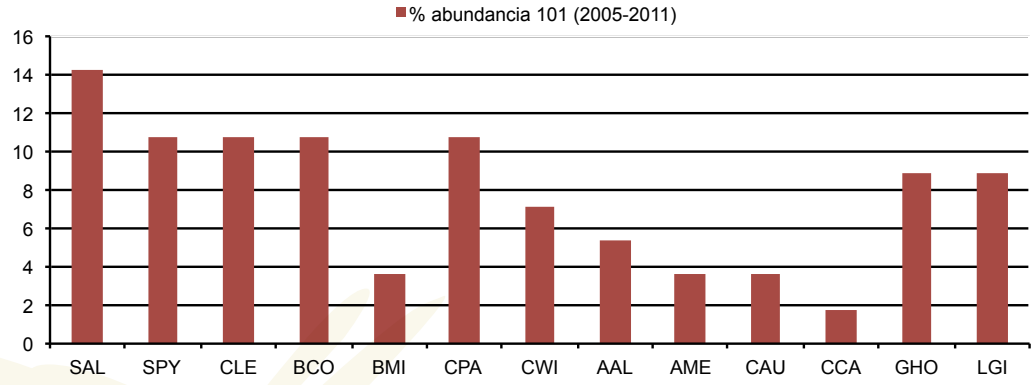


Figura 7. Gráfico de la calidad ecológica de cada uno de los elementos para la tipología 101.

La ictiofauna aunque no se contempla para determinar el estado ecológico en la IPH se ha muestreado en el tramo escogido como imagen objetivo, ofreciendo una proporción del 100 % de autóctonos en la campaña de otoño, manteniendo su datos históricos. El río Guadajira en la campaña de otoño obtuvo un 50 % de autóctonos y en primavera tan solo un 25 %. Analizando la ictiofauna se aprecian diferencias significativas entre el Gargáligas y el Lorianilla, ya que éste último no llega al 50 % en la proporción de autóctonos – alóctonos (figura 8).

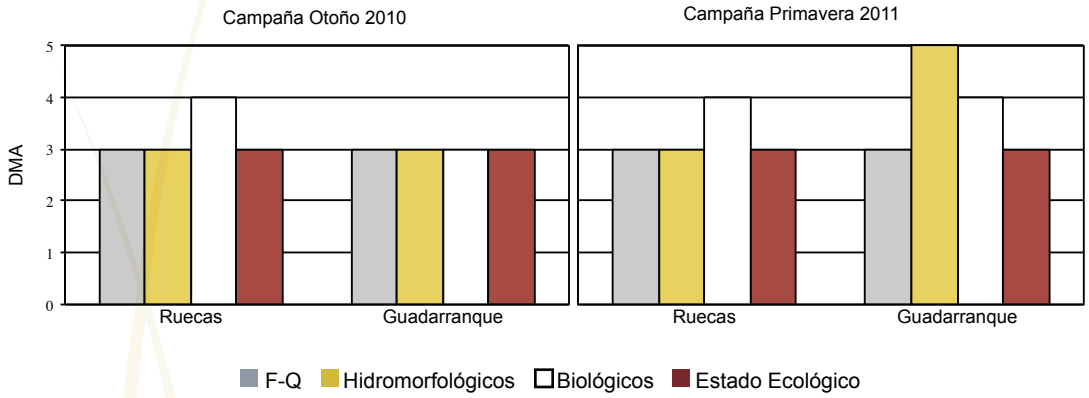


Figura 8. Proporción de especies autóctonas en la serie de años 2005-2011 en cada uno de los tramos de ríos estudiados.

4.1.3. Físico-Químico

Los parámetros físico-químicos han sido los más influyentes a la hora de determinar el estado ecológico para el tramo imagen objetivo (figura 7). En la campaña de otoño de 2010 se obtuvo la calidad de "muy buena" en los parámetros muestreados (conductividad, oxigeno disuelto, nutrientes) exceptuando el pH, que obtuvo una puntuación de 6,86 (inferior a muy bueno), considerándose 6,90 el límite para incluirse en muy bueno. En la campaña de primavera de 2011 vuelve a ocurrir lo mismo, aunque esta vez el valor del pH baja hasta 5,36 (inferior a bueno), sin embargo esta vez el fósforo total obtuvo resultados inferiores a bueno ya que alcanzó una concentración de 0,49 mg/L (límite bueno 0,4 mg/L), debiéndose quizás a que la toma de muestras fue precedida de una lluvia torrencial y pudo arrastrar gran cantidad de nutrientes acumulados, no obstante sobrepasó en 0,09 centésimas la concentración permitida.

El arroyo Chaparral y río Guadajira, paradójicamente los ríos más contaminados por nutrientes y con peor conductividad en las dos campañas ofrecieron los mejores resultados en pH.
El único río que no obtuvo un valor por encima de bueno en nutrientes fue el río Lorianilla, pese a esto fue penalizado por una oxigenación y un pH inferior a bueno.

4.1.4. Conclusiones tipología 101

Los parámetros físico-químicos fueron determinantes para establecer el estado ecológico en los ríos mejor conservados en esta tipología, en concreto el pH mostrándose determinante en el tramo de río designado como imagen objetivo. Sin embargo los ríos más contaminados y peor conservados fueron los únicos con pH "muy bueno". Esta tipología de ríos ha sido la única con concentraciones de nutrientes por encima del límite permitido, ya que surcan poblaciones relativamente grandes y con una actividad industrial, agrícola y ganadera relevante.

El tramo escogido como imagen objetivo ha obtenido resultados similares al Aº Lorianilla según los parámetros analizados en la IPH, sin embargo la diferencia más determinante para compararlos y no tenida en cuenta por dicha instrucción y por tanto por la DMA, ha sido la proporción de ictiofauna autóctona, por tanto debería de estar incorporado como indicador biológico.

La selección de tramo imagen objetivo cumple con las expectativas que requería su elección pese a ello sería conveniente examinar si las concentraciones de nutrientes en la campaña de primavera ha sido un hecho puntual o se repite en el tiempo.

Las actuaciones de rehabilitación de ribera realizadas en el río Guadajira después de la campaña de octubre ha servido para mejorar levemente el índice QBR y el IPS, no corrigiendo como era de esperar los aspectos físico-químicos derivados de su alta contaminación.

Los índices RQI y RFV presentaron peores resultados que los hidromorfológicos empleados en la IPH. El índice RQI tiene en cuenta presiones antrópicas en las inmediaciones y el RFV no se ha adaptado bien a estos tramos de ríos seleccionados, ya que la presencia de alóctonas (bosque de alóctonas y no de autóctonas) impide seguir analizando otros apartados del índice.

Los tramos seleccionados "a restaurar", tienen mucho margen de mejora si se aplicasen labores de restauración o rehabilitación fluvial, aunque las concentraciones de nutrientes en dichos ríos ponen de manifiesto cierta contaminación que no podría solventar una obra de esta naturaleza debería estar ligada a una regulación de actividades agrícolas, ganaderas e industriales.

4.2. Tipología 108

Los ríos analizados en esta tipología fueron el Guadarranque (imagen objetivo) y el río Ruecas.

4.2.1. Hidromorfológicos

Los resultados hidromorfológicos han sido condicionados fuertemente por la naturaleza temporal de esta clase de ríos y a las condiciones meteorológicas previas a los muestreos (figuras 4 y 5), siendo el índice IHF el más voluble a estas condiciones (figura 9). El río Guadarranque pasa de un valor inferior a bueno en otoño a un valor de muy buena calidad de hábitat en primavera del año siguiente, debido a que el caudal era normal. La calidad del bosque de ribera ofrece resultados esperados, otorgando mayor puntuación al

tramo imagen objetivo en las dos campañas, corroborándose este hecho en los índices no incluidos en la IPH (RQI y RFV) aunque como ocurrió en la tipología 101 consiguió menor puntuación que en el QBR debido a que tienen en cuenta más presiones y son más restrictivos.

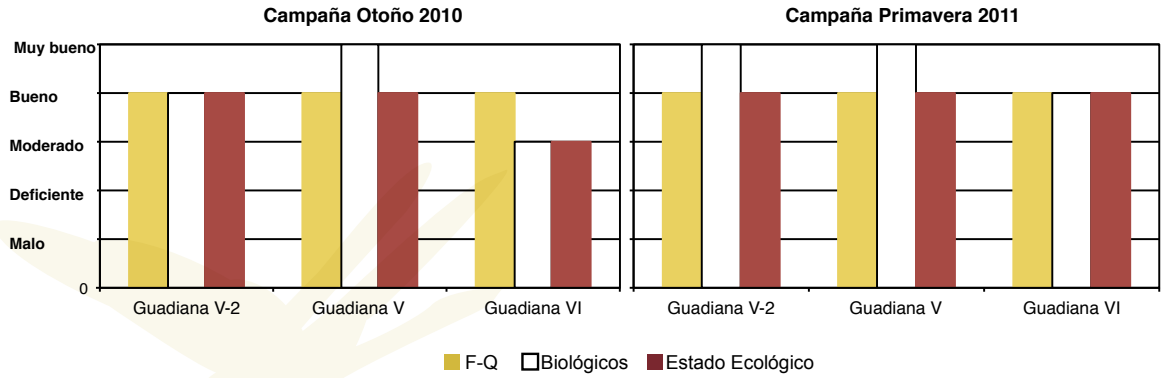


Figura 9. Gráfico de la calidad ecológica de cada uno de los elementos para la tipología 108.

4.2.2. Biológicos

Los bioindicadores de macroinvertebrados reflejaron variaciones en la campaña de otoño y primavera influenciados nuevamente por el caudal existente en los dos tramos de ríos (figuras 4 y 5). Dándose la paradoja que el río Guadarranque en otoño obtiene peor puntuación que el río Ruecas (figura 9), con una calidad inferior a buena en biológicos debido a el IBMWP. Esto se solventa en primavera mejorando el índice de macroinvertebrados debido a que presenta un caudal normal. Las diatomeas mejoran en primavera pero la calidad en las dos campañas es de "muy bueno".

La ictiofauna vuelve a ser determinante para diferenciar desde un punto de vista biológico los dos tramos, obteniendo una proporción del 50 % de autóctonos en río Ruecas y el tramo elegido como imagen objetivo casi el 90 % de autóctonos.

4.2.3. Físico-Químico

Los parámetros físico-químicos son excelentes en las dos campañas para los tramos de ríos analizados, a excepción del pH anormalmente bajo, rebajando en el río Guadarranque en la campaña de primavera el estado de calidad de Bueno a Moderado.

4.2.4. Conclusiones tipología 108

La elección del tramo imagen objetivo es la adecuada, siendo de entre los índices empleados por la IPH para determinar el estado ecológico, la calidad del bosque de ribera la principal diferencia entre los tramos elegidos. Así pues una restauración fluvial sería determinante para que el Ruecas alcanzara un buen estado ecológico. Sin embargo, tal y como se comentó anteriormente la ictiofauna muestra más claramente la diferencia en la conservación de un tramo y otro.

La naturaleza de esta tipología de ríos está muy influenciada por las condiciones meteorológicas, poniéndose de manifiesto en los peores resultados obtenidos en la campaña de otoño, acusada por un periodo estival largo y sin lluvias. Por tanto las métricas biológicas (en este caso IBMWP) muestran de forma natural valores más bajos que ríos permanentes, lo cual no debe ser confundido con presiones antrópicas. Lo mismo ocurre con el índice de valoración del hábitat (IHF), manifestándose en el río Guadarranque el cual obtiene una puntuación peor que buena.. Así pues sería conveniente

la revisión de los límites de cambio de clase y condiciones de referencia de estos índices en esta tipología de ríos.

El pH ácido producido de forma natural es determinante para impedir que se alcance una calidad por encima de buena en los parámetros físico-químicos, debido presumiblemente a la relación existente entre elevada pluviometría (figura 3) con una litología ácida (cuarcitas del paleozoico, con posibles surgencias de los acuíferos). Por tanto quizás sería conveniente revisar los límites de cambio de clase o las condiciones de referencia del pH en esta tipología.

La valoración del índice RQI resulta ser más estricta en cada uno de los apartados que el QBR poniéndose de manifiesto en el tramo del río Guadarranque que alcanzó la puntación máxima y en RQI se queda en un estado de "regular". Esto es debido a que tiene en cuenta a parte de la calidad del bosque de ribera otras presiones. El índice RFV obtuvo buena puntuación en el tramo imagen objetivo debido a que no contiene especies alóctonas y existe continuidad transversal y longitudinal.

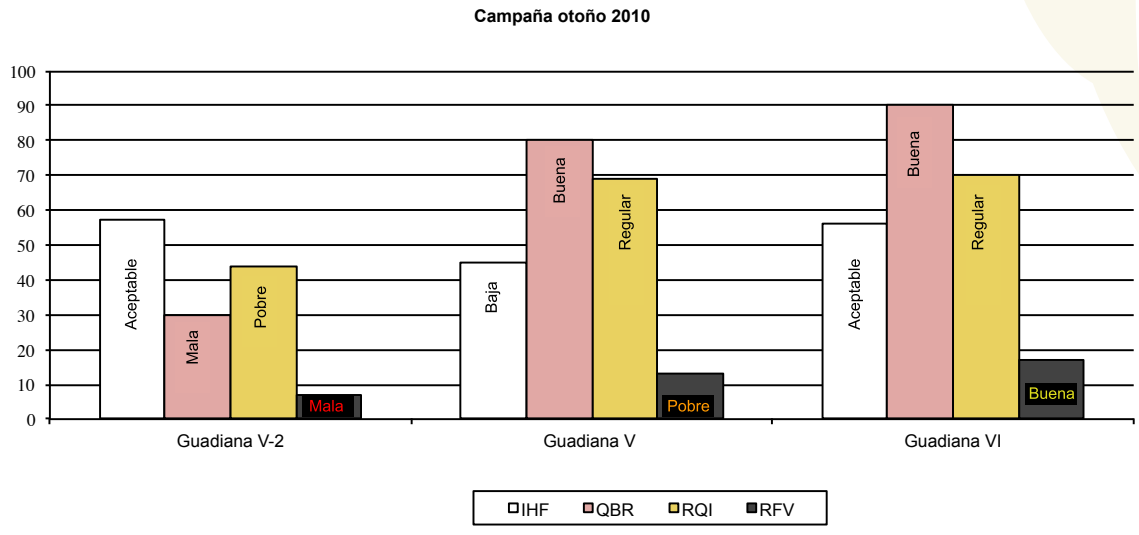
4.3. Tipología 117

Los tramos escogidos fueron aquellos pertenecientes al río Guadiana, denominados Guadiana V-2, Guadiana V y Guadiana VI, ubicados en Villanueva de la Serena, La Coronada y Calamonte respectivamente.

Esta tipología de ríos obtuvo los mejores resultados en el estado ecológicos debido a la imposibilidad de ser analizados por la IPH de la misma manera que las otras tipologías de ríos, al no disponer de condiciones de referencia y límites de cambio de clase para evaluar la calidad hidromorfológica y evaluándose de forma más laxa los parámetros físico-químicos.

4.3.1. Hidromorfológicos

La evaluación de esta tipología es más compleja, tal y como se ha comentado anteriormente. Los índices se aplicarán con los rangos genéricos establecidos por los propios índices, no influyendo después en la determinación del estado ecológico. Paradójicamente la puntuación obtenida en el IHF para el tramo imagen objetivo es inferior a los otros dos tramos en las dos campañas (figura 10). La calidad del bosque de ribera analizada con QBR, RQI y RFV apunta a que el tramo Guadiana VI obtiene las mejores puntuaciones hidromorfológicas.



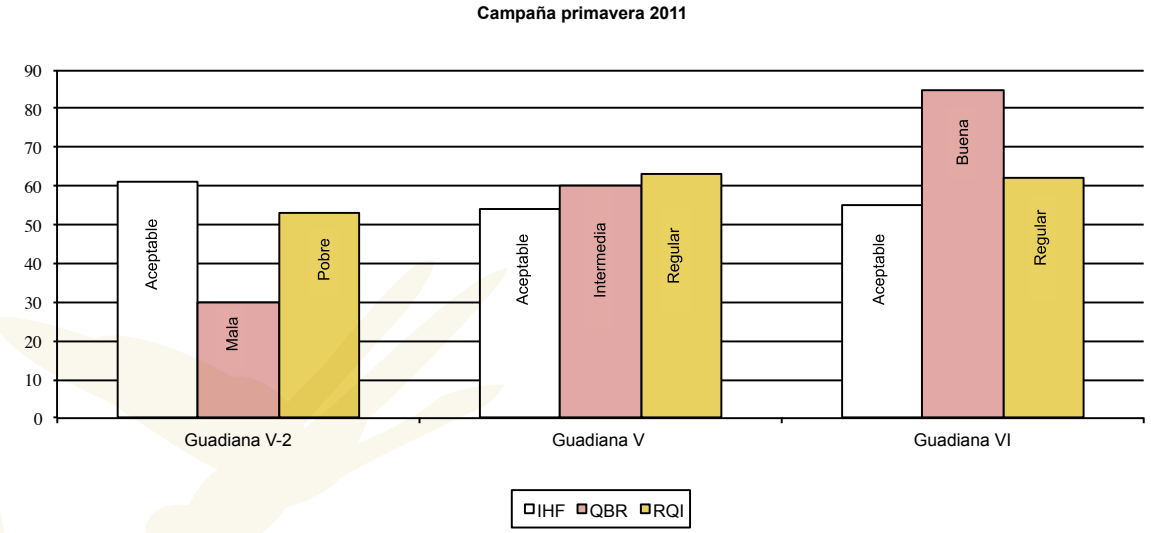


Figura 10. Comparación de los índices hidromorfológicos en las dos campañas estudiadas para la tipología 117.

4.3.2. Biológicos

Para esta tipología se estableció un borrador de interpolación de estos índices para poder analizarlos tal y como se explicó en el apartado 2.6. Desde el punto de vista biológico el tramo imagen objetivo se desmarca del Guadiana VI obteniendo una calidad de muy buena tanto en macroinvertebrados como en diatomeas en las dos campañas analizadas. Siendo además el Guadiana VI el que peor dato mostraba en diatomeas con una calidad de moderado en la campaña de otoño (figura 11). Por tanto para la IPH el Guadiana V obtiene una mejor puntuación que lo otros dos tramos, pese a que en el análisis de ictiofauna obtuvo el peor resultado de los tres con solo un 20 % de especies autóctonas. Obteniendo en la campaña de muestreo de primavera un 100 % de especies alóctonas.

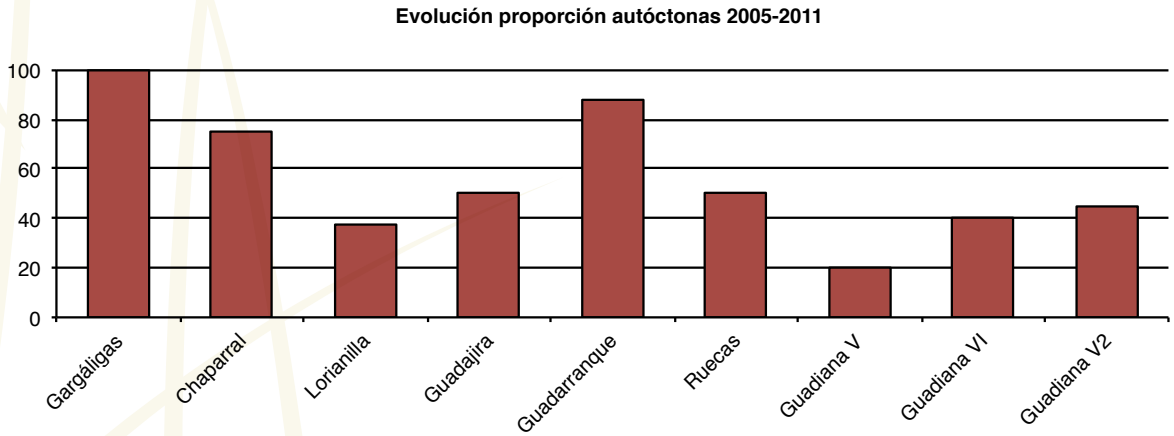


Figura 11. Gráfico de la calidad ecológica de cada uno de los elementos para la tipología 117.

4.3.3. Físico-Químicos

En esta tipología no existen condiciones de referencia ni límites de cambio de clase para la conductividad (µS/cm), parámetro importante ya que determina la concentración de iones disueltos, estando íntimamente ligado a la depuración de las aguas. Por tanto únicamente se evalúan los nutrientes, pH y Oxígeno disuelto. Estos parámetros superan el límite bueno establecido en la tabla 11 de la IPH, sin poder determinar más rangos. No obstante en las dos campañas se muestreó la conductividad duplicando en el Guadiana VI los valores de las otras dos estaciones tanto en primavera como en otoño.

4.3.4. Conclusiones tipología 117

Los tres tramos en la campaña de primavera obtienen un estado ecológico de "bueno", ya que tanto los parámetros físico-químicos como los biológicos obtienen una valoración de "bueno" desde la perspectiva de la IPH. Sin embargo analizando la ictiofauna ningún tramo alcanza una proporción de más del 50 % especies autóctonas. Siendo la estación peor valorada la elegida como "imagen objetivo" (figura 11).

Con respecto a la calidad hidromorfológica, que no se tiene en cuenta por la IPH para determinar el estado ecológico, obtiene mejores resultados el tramo de Guadiana VI, seguidos del Guadiana V y por último el V-2. El índice de RFV obtiene puntuaciones bajísimas en los tres tramos debido al bosque de ribera alóctono conformado por eucaliptos. El índice RQI obtiene puntuaciones más bajas que el QBR al igual que ocurrió en las otras topologías.

Es importante destacar la mejora de la calidad biológica en la campaña de primavera, en todos los tramos de la tipología 117, respecto de la de otoño, presumiblemente debido al caudal más abundante.

La tabla 11 de la IPH, determina los parámetros físico-químicos de manera más laxa, es mas, la conductividad no se contempla, siendo el Guadiana VI el que ofrece el peor resultado en otoño (755 uS/cm). Si se evaluase este valor con los límites de cambio de clase o condiciones de referencia de cualquiera de las dos tipologías anteriores obtendría un valor por debajo de "moderado" en otoño y de "bueno a moderado" en primavera, por tanto condicionaría la valoración final en el estado ecológico.
El Guadiana V-2 hidromorfológicamente obtiene peores resultado que los otros dos, sin embargo en ictiofauna es ligeramente superior que el Guadiana VI y V, los parámetros de IBMWP e IPS son mejores en Guadiana V y peores en Guadiana VI, quedando el Guadiana V-2 como segundo. Los parámetros físico-químicos son parecidos a excepción de la conductividad comentada anteriormente. Queda confirmado con los muestreos realizados y el análisis de los datos históricos que existe una elevada complejidad a la hora de señalar un tramo concreto del eje del Guadiana como imagen objetivo, ya que las presiones (agricultura, ganadería, encauzamientos, deforestación, etc.) a las que se ve sometido este río en todo su recorrido hacen que las masas de agua en que se divide presenten unas condiciones muy homogéneas. La dudosa calidad ecológica reflejada en este Estudio ("buena") se debe a que todavía no están establecidas unas condiciones de referencia definitivas ni valores límite de cambio de clase. Dificultando en gran medida establecer que tramo se considera imagen objetivo.

5. PROPUESTA

Parámetros Físico-Químicos: Para el pH, debe establecer rangos más amplios a la hora de alcanzar calidad “muy buena”, o la posibilidad de establecer el pH como un elemento de análisis más, no determinante en la calidad fisicoquímica del agua si los valores registrados no son anómalos y evidentemente representativos de contaminación. Para la tipología 117 los rangos de la IPH son más laxos, debiéndose tabular de forma más restrictiva para poder equiparar calidades.

Parámetros hidromorfológicos: Para las tipologías 101 y 108 se deben establecer categorías inferiores a “muy buena-buena” en la IPH, ya que impidiendo comparar y analizar calidades semejantes. La tipología 117 necesita fijar condiciones de referencia y límites de cambio de clase que hagan posible que la calidad hidromorfológica sea un parámetro más a evaluar en el estado ecológico.

Se propone adaptar el índice IHF para ríos de clima mediterráneo, ya que su estacionalidad hace que valores a analizar como por ejemplo el porcentaje de la frecuencia de rápidos sea muy bajo, existiendo de forma natural pozas, no debiendo incidir esto como un hecho negativo.

La adecuación de índices al clima mediterráneo ya se ha planteado, por ejemplo existe una versión del QBR adaptada a ríos de ámbitos mediterráneos, que podría ser interesante aplicar.

El índice modificado propuesto, según se recoge en el Plan Director de Riberas de Andalucía, se aplicaría en aquellos sistemas fluviales dentro de un ámbito territorial definido como zona árida, pretendiendo compensar el menor grado de cobertura, la falta de especies arbóreas y la existencia de especies no freatófilas. Se considera que RQI es complementario al QBR puesto que analiza también las afecciones antrópicas a las que se ve sometido y permite una gradación más amplia que QBR.

Parámetros biológicos: Los resultados de la campaña de primavera de 2011 obtuvieron mejores resultados, en general, que en la campaña anterior, posiblemente influidos por las lluvias de invierno y primavera. Sería necesario incluir a la ictiofauna como un bioindicador más, ya que ríos con una calidad biológica similar (Guadarranque y Ruecas; Gargáligas y Lorianilla) según la IPH, dejarían más patente las diferencias teniendo en cuenta simplemente la proporción de alóctonas y autóctonas. Merece especial atención la negativa evolución que están llevando las tipologías 117 y 101 aumentando año a año la proporción de especies de ictiofauna alóctona en detrimento a las autóctonas (tabla 2).

Tabla 2. Análisis de ictiofauna muestreada desde 2.005 en los tramos de río analizados.

ESPECIES PISCÍCOLAS	TIPOLOGÍA		
AUTÓCTONAS	101 (%)	108 (%)	117 (%)
Calandino (Squalius alburnoides)	14,29	15,56	0,00
Cachuelo (Squalius pyrenaicus)	10,71	11,11	2,08
Pardilla (Chondrostoma lemmingii)	10,71	15,56	0,00
Anguila (Anguilla anguilla)	0,00	0,00	2,08
Barbo picón (*Barbus comizo*)	10,71	2,22	10,42
Barbo cabecicorto (*Barbus microcephalus*)	3,57	6,67	8,33
Barbo gitano (*Barbus sclateri*)	0,00	0,00	4,17
Barbo indet. (*Barbus spp.*)	0,00	0,00	0,00
Colmilleja (Cobitis paludica)	10,71	15,56	2,08
Boga del Guadiana (Chondrostoma willkommii)	7,14	2,22	4,17
Jarabugo (Anaecypris hispanica)	0,00	8,89	0,00
Blenio de río, Fraile (*Salaria fluviatilis*)	0,00	0,00	6,25
Total % autóctonas	67,9	77,80	39,60
ALÓCTONAS	101 (%)	108 (%)	117 (%)
Tenca (Tinca tinca)	0,00	6,67	0,00
Alburno (Alburnus alburnus)	5,36	0,00	6,25
Pez Gato (Ameiurus melas)	3,57	4,44	4,17
Carpín (Carassius auratus)	3,57	0,00	4,17
Carpa (Cyprinus carpio)	1,79	0,00	2,08
Gambusia (Gambusia holbrooki)	8,93	2,22	10,42
Pez sol (Lepomis gibbosus)	8,93	6,67	16,67
Black bass (Micropterus salmoides)	0,00	0,00	14,58
Perca (Perca fluvialitis)	0,00	0,00	0,00
Lucio (Esox lucius)	0,00	2,22	0,00
Rutilo (Rutilus rutilus)	0,00	0,00	2,08
Total % alóctonas	32,10	22,20	60,40

Fuente: Confederación Hidrográfica del Guadiana y Servicio de Recursos Piscícolas.

6. BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR, J.; JAIME-CUÉLLAR, P.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; BONADA, N.; CASAS, J.; MELLADO, A.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ROBLES, S.; SÁINZ-CANTERO, C. E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M. L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M. R.; VIVAS, S. & ZAMORA-MUÑOZ, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.

ALBA-TERCEDOR. J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

CEDEX. 2008. *Informe Parcial: Propuesta de Catálogo Nacional de Reservas Fluviales*. (Clave CEDEX: 51-907-5-001). Madrid.

CEDEX. 2009. *Guía Visual Interactiva de la Vegetación de ribera española.* Acceso: 12 de Julio de 2009.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO, ENSAYA, S. A. 2008. Plan de calidad de los datos de los muestreos en ríos de la cuenca del Ebro: Análisis de la repetibilidad de las muestras biológicas. Ministerio de Medio Ambiente.

DOADRIO, I. 2002. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Madrid MMA, CSIC.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., GARCÍA DE JALÓN, D., LARA, F. & GARILLETI, R. 2006. *Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del agua*. Ingeniería Civil 143.

HUSTEDT, F. & JENSEN, N. G. 1985. *The Pennate Diatoms*: *a translation of Hustedt's Die Kieselalgen*, 2. Teil Koeltz Scientific Books, Koenigstein.

KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries,* 6 (6): 21-27.

LÓPEZ GONZÁLEZ, G. 2007. *Guía de los árboles y arbustos de la Península Ibérica y Baleares. (Especies silvestres y las cultivadas más comunes)*. 3ª ed: Mundi-Prensa, Madrid.

MAGDALENO, F., MARTÍNEZ, R. & ROCH, V. 2010. *Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera*. Ingeniería Civil 157.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. Orden *ARM/2656/2008, de 10 de septiembre por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica*.

MUNNÉ, A., SOLÁ, C. & PRAT N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.

NATIONAL RIVERS AUTHORITY. 1995. *River Habitat Survey. Field Methodology Guidance Manual*. National Rivers Authority, Bristol.

PARDO, I.; M. ÁLVAREZ, J. CASAS, J. L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBA-TERCEDOR, P. JÁIMEZ-CUELLAR, G. MOYA, N. PRAT, S. ROBLES, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. & VIDAL-ALBARCA, M. R. 2002. El hàbitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hàbitat. Limnetica, 21: 115-133.

PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA 2000. *Directiva 2000/ /CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.*

PRYGIEL, J. & COSTE, M. 2000. *Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées* NF T 90-354. Affiliation de l'auteur.

RIVOSECCHI, L. 1984. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Ditteri (Díptera).* Consiglio Nazionale delle ricerche AQ/1/206. Italie.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEDIO RURAL Y AGUA, DIRECCIÓN GENERAL DEL AGUA. 2009. *Borrador de Informe sobre la Interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de información de estaciones de referencia.* Versión 5.2 Mayo 2009.

TACHET, H. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions.

TIERNO DE FIGUEROA, J. M., SANCHEZ ORTEGA, A., MEMBRIELA IGLESIAS, P. & LUZÓN ORTEGA, J. M. 2003. *Fauna Ibérica Vol. 22. Plecóptera. Museo Nacional de Ciencias Naturales.* CSIC, Madrid.

URS, CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 2005. *Protocolos de muestreo y análisis de Fitobentos*. Ministerio de Medio Ambiente.





Embalse del Odelouca (El Algarve).
Cultivos en terrenos aluviales del río Odelouca (El Algarve).
Fotos: Marc Ordeix.

4.6 PROGRAMA DE RECALIFICACIÓN DEL ODELOUCA

PROGRAMA DE RECALIFICACIÓN DE LA RIBERA DEL ODELOUCA (CUENCA DEL ARADE, PORTUGAL)

Rui M. V. Cortes[1], Joaquim B. Jesus[1], Isabel M.B.M. Boavida[2], Samantha J. Hughes[1], Simone G. P. Varandas[1]

[1] CITAB/UTAD, Centro de Investigação em Tecnologias Agro-ambientais e Biológicas (CITAB), UTAD, Quinta de Prados, Edif. Ciências Florestais, P-5000-911 Vila Real. rcortes@utad.pt

[2] Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, s/n 4200-465 Porto

RESUMEN

La construcción de la presa del Odelouca, dentro de la Red Natura 2000, conllevó la definición de medidas compensatorias tales como la recalificación ambiental del ecosistema acuático en el segmento no afectado por el embalse. Con ese propósito, se realizó la identificación previa de los tramos más degradados, lo que permitió planificar un elevado conjunto de actuaciones integradas, pero que se pueden agrupar en dos tipos: a) medidas de recalificación biofísica en el corredor fluvial, para eliminar la extensa invasión de exóticas (esencialmente cañaverales), buscando al mismo tiempo estabilizar las márgenes, propiciando de este modo el restablecimiento de la vegetación ribereña autóctona; b) intervención en el propio canal, destinada a aumentar la heterogeneidad del hábitat, con el objetivo de potenciar las condiciones necesarias para la sostenibilidad de dos especies piscícolas endémicas de la cuenca del Arade (*Squalius aradensis* y *Chondostroma almacai*). En el primer caso se proponen distintas técnicas de carácter puntual, pero complementarias entre sí, para la estabilización de los taludes, a la que sigue la posterior definición de un elenco de especies ripícolas arbóreas y arbustivas. Estas técnicas están especialmente proyectadas para el sector aguas abajo de la presa, donde se concluyó que existía un nivel más elevado de degradación. En lo referente a los procesos destinados a proteger e incrementar las especies piscícolas mencionadas, la utilización de modelación hidráulica bidimensional asociada con la determinación de las curvas de preferencia de aquellas especies permitió seleccionar, entre varias hipótesis (recreación de islas, bahías laterales, deflectores, diques sumergidos, etc.), cuáles eran las más indicadas para conducir a un incremento de hábitat.

Palabras clave: recalificación fluvial, ingeniería natural, modelización hidráulica, curvas de preferencia, regularización, plantas exóticas, ripícolas, peces.

ABSTRACT

REQUALIFICATION PROGRAM OF THE ODELOUCA RIVER (ARADE BASIN, PORTUGAL). The construction of the Odelouca dam, located in a Nature 2000 area, has determined many compensation measures, such as the environmental requalification of the aquatic ecosystems in the river segment

not submerged by the reservoir. We surveyed and identified the most disturbed sections, and we planned a set of integrated actions pertaining to two groups: a) biophysical requalification of the river corridors, aiming to eliminate the extensive invasion by exotic species (especially giant reed) and the reestablishment of the original riparian woods; b) biophysical requalification of the channel, aimed at increasing habitat diversity, and the potential recovery of the habitat conditions necessary for two endemic fish species with impoverished populations, the Arade chub and the Arade nase. In the first case, distinct yet complementary techniques were proposed for several sections, for bank stabilization, and riparian wood reconstruction with trees and bushes natural to the region; these techniques were specially devised for the downstream section of the dam, where higher degradation was found. For the section on the physical configurations used to promote the habitat of the two fish species, a two-dimensional model was applied on the habitat preference curves previously developed. Among several configurations considered for habitat improvement, we tested islands, lateral bays, deflectors and submerged weirs.
Keywords: physical requalification, natural engineering, hydraulic modelling, preference curves, river regulation, exotic plants, riparian, fish.

1. INTRODUCCIÓN

En el marco de las medidas compensatorias resultantes de la construcción del sistema de abastecimiento Odelouca-Funcho, la Universidad de Trás-os-Montes y Alto Douro elaboró un proyecto destinado a definir los principios básicos de recalificación de la ribera del Odelouca. El concepto de recalificación que se procuró establecer para este curso de agua tiene como principio angular que la intervención ha de desencadenar reflejos positivos simultáneamente en el medio físico, en el funcionamiento del ecosistema acuático y en las características de sus comunidades (con especial relevancia para los peces y la flora de ribera) (ver capítulo 1 de esta guía). Además, los resultados deben llevar a una aproximación gradual a la situación previa a la degradación del medio. Las perturbaciones que inciden en esta cuenca han sido causadas esencialmente por los efectos de la ocupación agrícola (especialmente cítricos), con repercusiones negativas en la estabilidad de las márgenes debido a la destrucción de la vegetación ripícola original (especialmente en un sistema donde las riadas son frecuentes y la naturaleza sedimentaria de la tierra evidencia una elevada susceptibilidad) y en el progresivo avance de las especies exóticas en las zonas de ribera como consecuencia de la inestabilidad física de esas fajas marginales. Por otro lado, el recién construido embalse del Odelouca vendrá a marcar una nueva dinámica hidrológica, con efectos más marcados aguas abajo de la presa, por lo que se consideró necesario diseñar un conjunto variado de procedimientos, pero adoptando en lo esencial medidas eco-tecnológicas que procuren atenuar tales alteraciones a nivel del hábitat fluvial y ribereño. El conjunto de técnicas de naturaleza biofísica descritas en este artículo está dirigido a proporcionar un incremento de la estabilidad de las márgenes, al mismo tiempo que mejoran la heterogeneidad física del medio fluvial, con consecuencias positivas a corto plazo a nivel de las comunidades de flora y fauna y la mejoría del funcionamiento global de todo el sistema. Paralelamente, el bajo precio de estos procedimientos es un factor nada desdeñable, que proporciona, además, una rápida mejoría visual del curso del agua y de las fajas circundantes.

En términos genéricos, pretendemos satisfacer los siguientes principios metodológicos e integradores de recalificación:

- Involucrar un mínimo de costes de mantenimiento a largo plazo.
- Utilizar la energía potencial del río como subsidio natural.
- Ser adecuados a las condiciones hidrológicas existentes (o que serán creadas).
- Estar adaptados a las situaciones ordinarias, pero también para fenómenos extremos.
- Estar concebido para los aspectos funcionales del sistema en una perspectiva de largo plazo.
- Recurrir a procesos de ingeniería en la medida estricta de las necesidades particulares y siempre con un carácter localizado y adaptado en función de la naturaleza de cada tramo.

En términos globales, los resultados esperados de la propuesta de intervención abarcan:

- El restablecimiento de la vegetación ribereña autóctona a lo largo de los segmentos a intervenir.
- La estabilización y consolidación de las márgenes y taludes.
- El control de las exóticas, especialmente del cañaveral.
- Propiciar las mejores condiciones de desarrollo de las especies piscícolas presentes, principalmente las de mayor interés conservacionista.
- Dar cumplimiento a la Directiva Marco del Agua de modo que se alcance el estado ecológico establecido para cada tipo de masa de agua.

2. METODOLOGÍA

El procedimiento para la rehabilitación de la ribera del Odelouca ha sido multidisciplinar y se ha realizado en diferentes escalas espaciales, resultando de la integración de tres etapas fundamentales:

a) Definición de un proceso integrador de evaluación del estado de conservación de las líneas de agua, que se basa en su clasificación en Unidades Fisiográficas Homogéneas (UFH), sobre las que se basa el sistema designado por KT (Cortes *et al.*, 2002), que se centra en un abanico de siete variables de distinta índole: carga contaminante, aglomerados urbanos, vías de comunicación, uso agrícola distal, uso agrícola proximal, fuentes de polución tópicas y morfología del canal.

b) Sobre los segmentos que representan las mencionadas clases KT, se procedió al levantamiento de campo más pormenorizado de 30 emplazamientos representativos de los diversos segmentos de la ribera del Odelouca, teniendo en cuenta, por lo tanto, los distintos niveles de alteración de los hábitats fluviales y ribereños. Se intenta, de este modo, definir las medidas de intervención particulares a cada situación asociada con el estado del sector del curso del agua en cuestión, y que han sido orientadas para insertarse entre los métodos de ingeniería natural. La función de estas medidas intentó alcanzar los objetivos ya enunciados, singularmente el de reducir los procesos muy acentuados de erosión fluvial, restablecer la cortina riparia, erradicar las especies exóticas y aumentar la heterogeneidad física del hábitat como soporte del incremento de la biodiversidad.

c) Se concedió especial prioridad a la definición de las condiciones habitacionales más propicias para las especies piscícolas incluidas en el Libro Rojo de los Vertebrados, como es el caso de la boga del suroeste (*Iberochondrostoma almacai*) y del bordallo de Arade (*Squalius aradensis*). A tal efecto se utilizó el modelo hidrodinámico bidimensional River2D para los escenarios de recalificación fluvial propuestos para el tramo aguas abajo de la presa del Odelouca, de modo que se cuantificaran las alteraciones en la disponibilidad de hábitat físico resultantes de las acciones de restauración fluvial y, de esta forma, servir de base al responsable en la fase del proyecto. La modelación del hábitat piscícola con el modelo River2D se desarrolló a partir de los siguientes datos: i) topografía

del curso de agua; ii) determinación de la rugosidad absoluta (k); iii) determinación de las curvas de preferencia de hábitat piscícola de las especies objetivo; iv) caracterización del índice del canal (sustrato); y v) recopilación de datos hidráulicos determinantes para la modelación del hábitat. La utilidad de esta técnica en los procesos de recalificación resulta de gran interés por el hecho de permitir simular el hábitat disponible para cada especie en función de las modificaciones a realizar en el canal. En este caso, se consideraron cinco tipos de intervención, obteniéndose para el sector estudiado las correspondientes áreas del hábitat potencialmente utilizables por aquellas especies (un análisis más detallado se encuentra en Boavida, 2007).

3. RESULTADOS

Los tramos más degradados en la cuenca del Odelouca se sitúan en la ribera de Monchique y en la zona de São Marcos da Serra. En los mapas incluidos en la figura 1 están representados los diversos sectores KT y las cinco clases del estado de conservación que han sido determinadas recurriendo a SIG. Los tramos de la ribera del Odelouca en el curso superior y en el curso inferior del futuro remanso de la presa también presentan una degradación acentuada. La zona del embalse, hasta el respectivo remanso, presentó, no obstante, una degradación muy ligera, exhibiendo un buen estado de conservación, así como los dos afluentes: el Monchicão y el Carvalho. No obstante, como es evidente, acabó siendo este el sector más alterado como resultado de su inundación.



Figura 1. Localización de los emplazamientos analizados pertenecientes al sector de la ribera del Odelouca aguas abajo de la presa, con indicación de las cinco clases de alteración ambiental (método KT).

La modelación hidrológica realizada a través del River 2D permitió a su vez obtener los valores de aumento o decrecimiento del hábitat disponible teniendo en cuenta los diferentes procesos de intervención con relación a la situación presente.

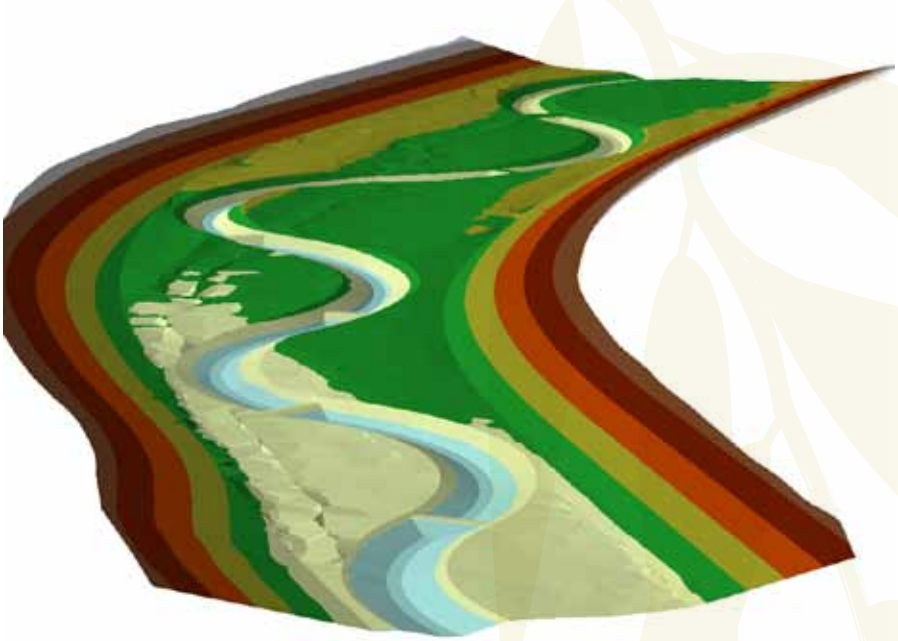


Figura 2. Modelo digital del terreno que ejemplifica una de las hipótesis testadas para el modelo hidráulico River 2D: introducción de islas en un segmento artificialmente meandrizado.

Estos escenarios fueron obtenidos a través del cálculo del valor medio mensual de la Superficie Ponderada Útil (SPU), que traduce el hábitat disponible para una especie determinada, correspondiente a la media de los valores de SPU registrados en los doce meses del año hidrológico (ver tabla 1). En la figura 3, a título de ejemplo, se puede apreciar la configuración del canal impuesta por la inserción de las islas en un tramo meandrizado.

Tabla 1. Valores medios mensuales de SPU para las dos especies piscícolas consideradas en los cinco escenarios de intervención en estudio.

	Boga del suroeste		Bordallo de Arade	
	Adulto	**Juvenil**	**Adulto**	**Juvenil**
Tramo no modificado	73,93	80,76	110,94	215,32
Tramo meandrizado con azudes	3,97	7,39	62,69	48,66
Tramo meandrizado con islas	10,86	24,46	99,84	85,81
Tramo natural con islas	95,31	118,27	162,48	285,65
Tramo natural con bahías laterales	75,71	83,11	109,65	202,14
Tramo natural con deflectores	55,60	57,97	104,67	188,22

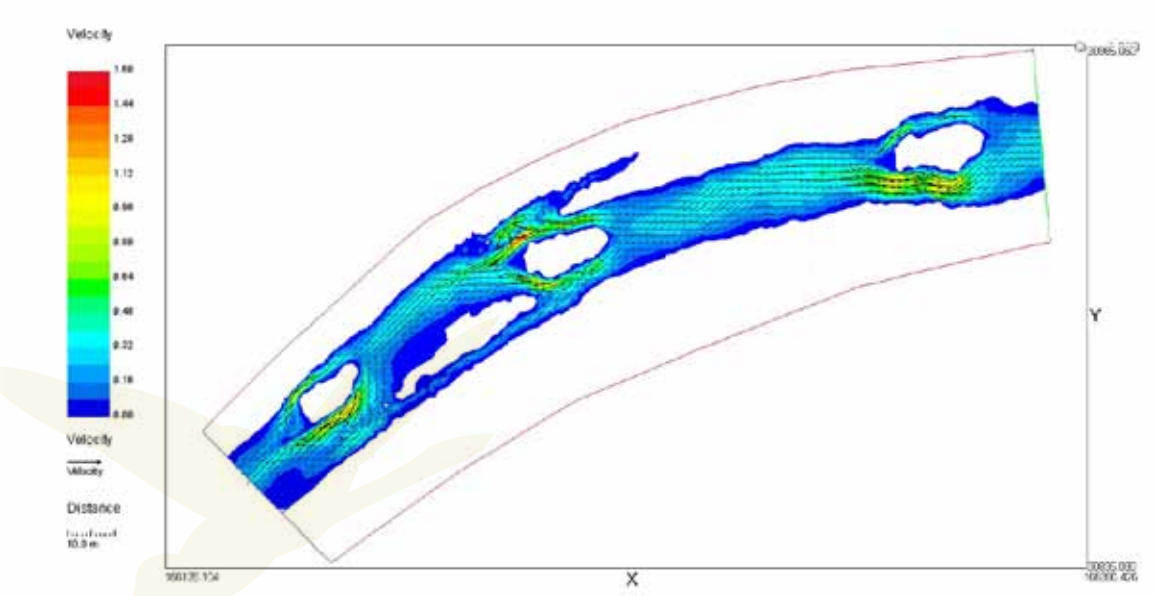


Figura 3. Simulación del canal con inclusión de islas.

En términos generales, se verifica que el bordallo presenta valores superiores de SPU, en comparación con la boga. El incremento de hábitat disponible para la boga por la inclusión de islas en el tramo natural es del orden del 29% y 46%, respectivamente, para adultos y alevines. En el bordallo de Arade ese incremento es del 46% y 33% para adultos y alevines, respectivamente. En términos medios, la boga apenas se beneficia de la creación de bahías laterales en el tramo natural, con un incremento de hábitat del 2% para los adultos y del 3% para los alevines. A título de ejemplo, mostramos en la figura 4 la simulación obtenida para las velocidades de la corriente, para un determinado caudal, utilizando esta alternativa. Las zonas de bajas velocidades, que constituyen el hábitat propicio para que los peces se refugien y encuentren alimento, se sitúan inmediatamente aguas abajo de las islas y en las zonas adyacentes a las márgenes, que constituyen así espacios dotados de baja profundidad no afectados por velocidades más elevadas verificadas en el centro del canal.

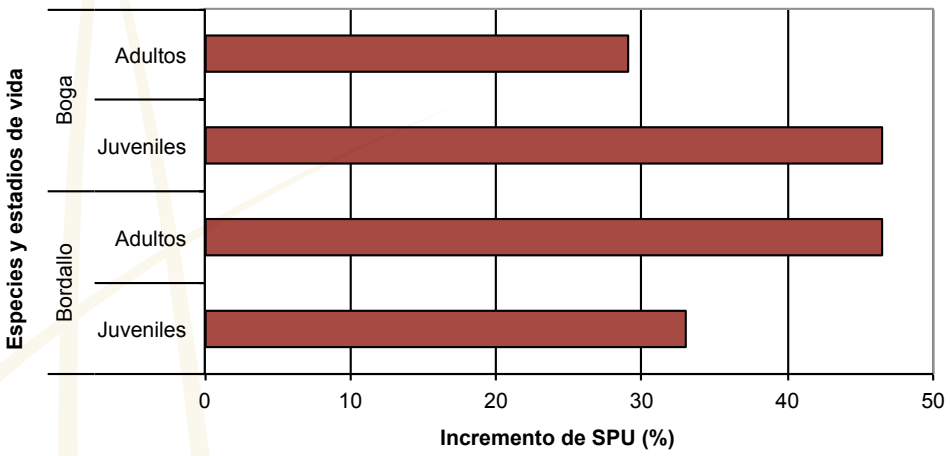


Figura 4. Ejemplificación de la distribución de las velocidades en un segmento donde se concibió la introducción de islas para un caudal simulado de 1,3 m^3/s.

En la figura 5 se presentan los resultados de incremento medio de hábitat considerando la inclusión de “islas” en el tramo natural, significándose éste como el escenario de recalificación más atractivo para el tramo en cuestión. La boga juvenil y el bordallo adulto son los que más ganan con la inclusión de estas islas. Los incrementos de hábitat son superiores al 25% para todas las alternativas.

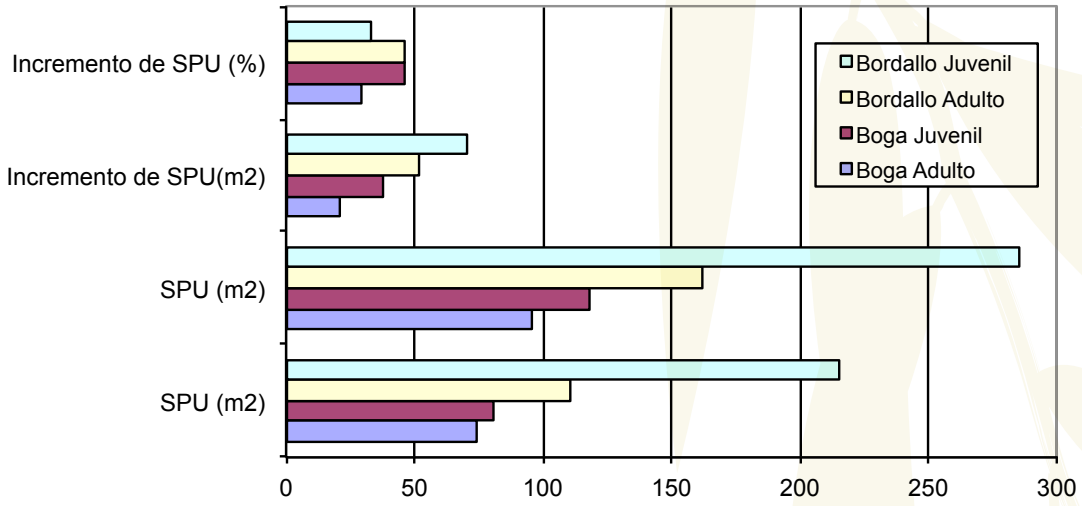


Figura 5. Incremento medio del valor de SPU para las especies a preservar más importantes (teniendo en cuenta la separación entre adultos y alevines), considerando la inclusión de islas artificiales en el canal (sin meandrización).

Finalmente, se relacionan de modo sumario las técnicas de ingeniería natural preconizadas. La correspondencia entre las mismas y los emplazamientos previstos para su ubicación se indican en las figuras 6 y 7, respectivamente, para el tramo inferior y superior de la riba del Odelouca. Es necesario considerar que aguas abajo de la presa circulará el caudal ecológico, por lo que la intervención preconizada debe tener en cuenta la alteración radical del régimen hidrológico. Así, es necesario prever una modificación física del canal, de modo que potencie desde un punto de vista biológico el caudal circulante, que será marcadamente más reducido que el caudal en régimen natural. Así, además de la estabilización de las márgenes, el control de especies exóticas y la promoción de la vegetación riparia, recomendamos un conjunto de medidas para encajar ese mismo caudal y aumentar la heterogeneidad física del canal, teniendo en cuenta también la modelación hidrodinámica descrita. De modo expreso, relacionamos a continuación las técnicas o procedimientos propuestos.

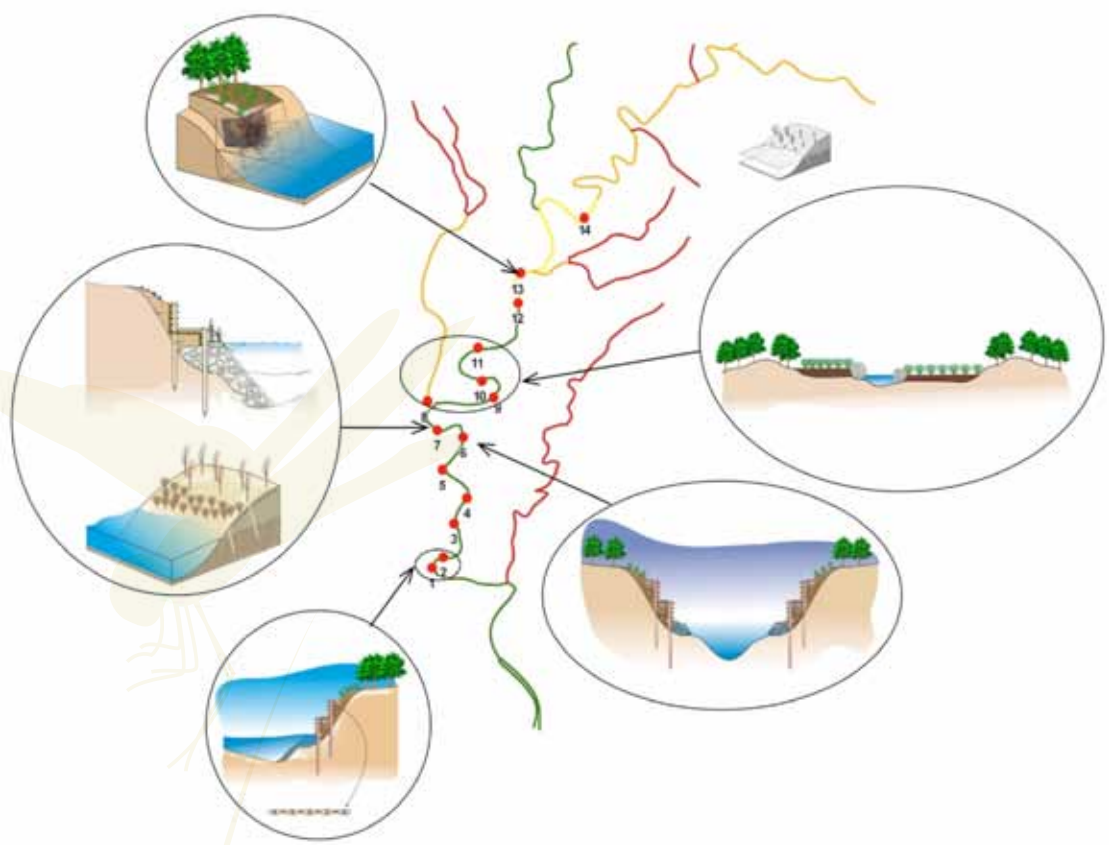


Figura 6. Medidas de intervención en el sector inferior del tramo a recalificar.

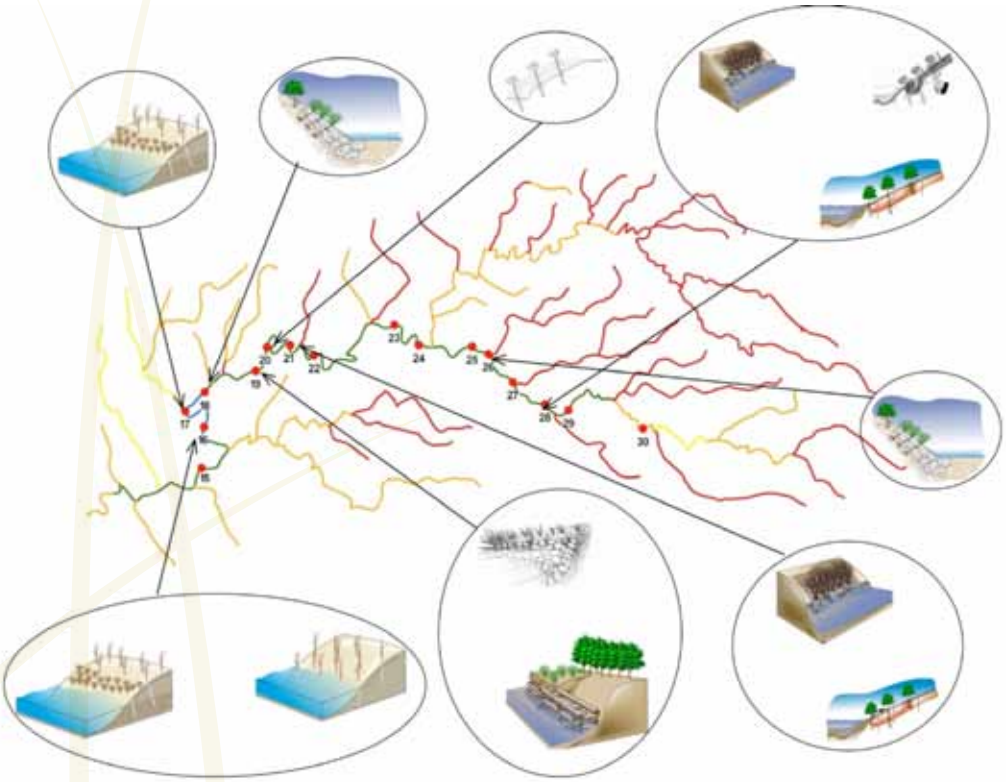


Figura 7. Medidas de intervención en el sector superior del tramo a recalificar.

Remoción del cañaveral/aplicación de geotextil (100% fibra de coco con dos redes de polipropileno)

El cañaveral es una especie exótica que en situaciones de erosión y abandono de las márgenes de los cursos de agua presenta una gran capacidad de colonización y una tasa de expansión muy elevada sin permitir, dada su densidad, el desarrollo de la cortina riparia, característica de las zonas de ribera, y constituyendo además un obstáculo para el desarrollo de la fauna asociada a estos lugares. Frecuentemente, interfiere también con el flujo de agua. Hemos identificado una intensa invasión de esta especie exótica, principalmente en los tramos inferiores de la ribera del Odelouca. Su remoción deberá, preferentemente, incluir toda la planta y rizoma dada su extraordinaria capacidad de crecimiento y regeneración.

La aplicación de geotextil compuesto al 100% de fibra de coco con dos o tres redes de polipropileno presenta tres importantes ventajas:

- Evita la erosión que rápidamente se verificaría tras la remoción de las exóticas, quedando el suelo desnudo de cualquier protección.
- Dada su densidad, evita el reflorecimiento de las plantas exóticas, confiriendo a la zona cubierta una elevada ausencia de luz (ensombrecimiento).
- Las redes de polipropileno, que deberán presentar medidas inferiores a los 20 mm, además de conferir una resistencia reforzada a la erosión, reducen significativamente la posibilidad de que los brotes de las exóticas traspasen el geotextil.

La técnica a emplear para reaprovechar posteriormente el cañaveral en la protección de las márgenes consistirá en el empaquetamiento, técnica muy utilizada en ingeniería natural. Tras el corte, el cañaveral se deberá secar en camadas para permitir la libre circulación del aire entre las cañas, que deben ser bien elegidas para que abarquen longitudes que varíen entre los 150 y 300 cm. Posteriormente, se colocarán en las márgenes a proteger, en esteras o empaquetamientos para proteger la globalidad del talud, a través de su cobertura con ramos muertos de cañaveral, dispuestos perpendicularmente en dirección a la corriente del río con una espesura estimada de 20 a 30 cm. Los ramos serán fijados posteriormente al suelo con alambre galvanizado.

Geotextil de red de coco (700 g/m^2)
Con la utilización de este material se intenta conseguir en las áreas de su aplicación una sustentación física de estos materiales, así como una resistencia a la erosión provocada, sea por la escorrentía lateral en los taludes, sea longitudinalmente por el curso de agua principal. Sus constituyentes son totalmente biodegradables, poseyendo una acción eficaz pero temporal, lo que permite la restauración continuada de la galería de ribera.

Escollera de base vegetada
Prácticamente utilizada en todos los tramos a intervenir, integrada con otras técnicas, presenta la principal ventaja de restar energía al curso de agua, evitando así la erosión de las márgenes en la zona de interfaz. Las características de la escorrentía de la ribera del Odelouca, principalmente en los meses de invierno, con velocidades de corriente elevadas, en particular las riadas, constituyen elementos erosivos a considerar. Además, aunque la construcción de la presa pueda moderar tales impactos para el curso de agua principal, la ribera del Monchique mantendrá sin restricciones su gran capacidad erosiva. Se presenta así esta técnica como un intento de protección más duradero

de las márgenes de la ribera del Odelouca, condición considerada relevante para el soporte de la mejoría de la biodiversidad.

La vegetación incluida en la escollera (sauce u otra especie de rápido enraizamiento), además de aumentar la resistencia a la erosión promoverá la rápida reconstitución de las galerías ripícolas y el desvanecimiento de los efectos visuales de esta técnica.

Entramado de vegetación

El entramado de vegetación es una técnica de estabilización de taludes y escarpas muy inclinados. Está constituido por elementos de madera dispuestos perpendicularmente entre sí, de modo que formen una estructura reticular que posteriormente se ancla en el substrato. Toda su superficie se rellena con terreno local, plantada con estacas vivas de especies arbustivas autóctonas, arbustos agregados de terrón o raíz desnuda y sembrada. Con el tiempo, el desarrollo radicular de las plantas asume la estabilización del talud, función anteriormente desempeñada por la estructura muerta.

Se presenta como una técnica de gran eficacia en la estabilización y revegetación de taludes, pero presenta simultáneamente un efecto estético de gran realce, lo que permite un encuadramiento paisajístico harmonioso, de modo que se deben emplear especies vegetales endógenas.

Islas centrales y deflectores

De los varios escenarios utilizados en el modelo hidráulico presentado, estas han sido las estructuras que presentaron mayor ventaja en términos de ganancia de hábitat piscícola. Tanto los deflectores como las islas centrales propician, adicionalmente, a través de la macrorugosidad, el aumento de la concentración del oxígeno en la curso de agua. Los deflectores son dispositivos multifuncionales que se localizan en las márgenes de la curso de agua y que tienen como objetivo desviar la corriente de espacios fácilmente erosionables, facilitando al mismo tiempo la sedimentación de materiales transportados aguas abajo de estas estructuras. El efecto de reflujo causado por la constricción del canal facilita la deposición de gravilla en la parte superior del deflector y mejora así los hábitats de desove de los peces. Por otro lado, los deflectores favorecen la revegetación rápida y natural de las márgenes en las zonas de sedimentación que crean. A su vez, las islas centrales crean macrorugosidades en el curso del agua, lo que fomenta la diversificación, tanto de las velocidades de corriente como de las alturas de drenaje y constituye importantes refugios para la fauna piscícola. Se disponen en el centro del curso de agua, en secuencias de tres unidades, con las siguientes dimensiones, del curso superior del río hacia aguas abajo, respectivamente: 25 x 5,4 m, 24 x 4,8 m y 20 x 3 m (Boavida, 2008).

Gavión vegetado

Se trata de una caja de forma prismática rectangular, de red con malla hexagonal, confeccionada a su vez con alambre galvanizado reforzado. Estas cajas se rellenan con cualquier tipo de piedra no desmenuzable (por ejemplo, piedra de cantera o canto) u otro material inerte adecuado disponible. Siendo una de las principales aplicaciones de los gaviones la contención de taludes, como muros de suporte, su utilización en la recalificación de ríos deriva de la necesidad de proteger las márgenes en condiciones de intensa erosión fluvial y de elevada fuerza abrasiva de la corriente**.** Esta técnica debe ser aplicada cuando los otros procedimientos sean susceptibles de fracasar y va destinada a los locales más susceptibles de erosión. La opción del gavión vegetado pretende disminuir el impacto visual que, normalmente, estas estructuras representan en medios naturales.

Como referencias sobre técnicas de rehabilitación y valorización de cursos de agua, podemos seleccionar algunos de los principales manuales generalistas publicados, mencionando especialmente a González del Tánago & García de Jalón (2001), Sacchi (2003), Adam *et al. (*2007, 2008), RRC (2002) & Cortes (2004). A su vez, como obras más específicas podemos reseñar, en lo que se refiere a la estabilización de taludes y protección de márgenes, Zenh (2007), Lachat (1999), López-Jimeno (1999), WRC (2001), Eubanks & Meadows (2002) y González & Jimeno (2007). Por su parte, en cuanto se refiere a la protección y restauración de hábitats fluviales, en particular de la cortina riparia para la promoción de la biodiversidad, hemos de mencionar a Jund *et al.* (2000), Soulsby (2002), WDFW (2002) y Arizpe *et al*. (2009). Sobre ingeniería natural para la protección de pendientes y taludes, citaremos a Zenh (2007), y, finalmente, en todo lo que atañe al control de cañaverales, es muy útil la consulta de Bell (1997) y Dana *et al*. (2007).

4. BIBLIOGRAFÍA

ADAM, P., MALAVOI, J. R. & DEBIAIS, N. 2007. *Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau*. Agence de l'Eau Seine-Normandie. 60 pp.

ADAM, P., DEBIAIS, N., GERBER, F. & LACHAT, B. 2008. *Le génie végétal - Un Manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques.* Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire. La Documentation Française. 290 pp.

ARIZPE, D., MENDES, A. & RABAÇA, J. 2009. *Sustainable riparian zones. A management guide*. Generalitat Valenciana. Valência. Spain. 286 pp.

BELL, G. P. 1997. Ecologia e Manejo de *Arundo donax*, e abordagens de ribeirinhoshabitat restauração no sul da Califórnia. In Brock, J. H., Wade M., Pysêk, P. & Green, D. (ed.) *Plant Invasions - Estudos da América do Norte e Europa*. Pp.103-113. Backhuys. Leiden, Holanda.

BOAVIDA, I. M. B. M. 2007. Análise Bidimensional na determinação dos Caudais Ecológicos: Aplicação do Modelo River2D. Tese de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

BOAVIDA, I. M. B. M. 2008. *Modelação e Requalificação Fluvial da Ribeira de Odelouca*, UTAD.73 pp.

CORTES, R. M. V. 2004. *Requalificação de cursos de água*. Instituto da Água. Lisboa. 135 pp.

CORTES, R. M. V., OLIVEIRA, S. V., CABRAL, D. A., SANTOS, S. & FERREIRA, M. T. 2002. Different scales of analysis in classifying streams: from a multimetric towards an integrated system approach. Large Rivers, Suppl. *Archives fur Hydrobiol.*, 13: 209-224.

DANA, E. D., SANZ-ELORZA, M. & SOBRINHO, E. 2004. *Estudio sobre las plantas invasoras en España, Cap. V do Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Ministério de Medio Ambiente. Madrid. 74 pp.

EUBANKS, C.E. & MEADOWS, D. 2002. *A Soil Bioengineering Guide for Streambank and Lakeshore Stabilization*. U.S. Department of Agriculture Forest. San Dimas (USA). 187 pp.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & GARCIA DE JALÓN, D. 2001. *Restauración de Ríos y Riberas*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid. 319 pp.

GONZALEZ, C. M & JIMENO C. L. 2007. Factores Ambientales: funciones y uso de la Vegetacion en la estabilizacion de Laderas, Jornadas Técnicas sobre Estabilidad de Laderas e Embalses, Zaragoza, Espanha. 75 pp.

JUND, S., PAILLARD, C., FROSSARD, P. & LACHAT, B. 2000. *Guide de gestion de la végétation des bords de cours d'eau: Rapport général*. Agence de l'eau Rhin-Meuse. 54 pp.

LACHAT, B. 1999. *Guide de protection des berges de cours d'eau entechniques végétales*. 2ª ed. Ministere de L'amenagement du Territoire et de L'environnement. 143 pp.

LÓPEZ-JIMENO, C. 1999. *Manual de estabilización y revegetación de taludes*. López Jimeno, C. (ed.). Madrid. 704 pp.

RRC–River Restoration Center. 2002. *Manual of river restoration techniques*. The River Restoration Center, Silsoe (UK), 122 pp.

SACCHI, L. 2003. *Linee Guida Per Interventi Di Ingegneria Naturalistica Lungo I Corsi D'acqua*. IRIS sas Strategie per L'ambiente. Direzione di progetto Pianificazione Territoriale - Servizio Pianificazione Paesistica Ambientale. Itália. 165pp.

SOULSBY, C. 2002. *Managing River Habitats for Fisheries: A guide to best practice*. Scottish Environment Protection Agency (SEPA). Scotland. 36 pp.

WDFW–Washington State Department of Fish and Wildlife. 2002. *Integrated streambank protection guidelines*. Washington State Aquatic Habitat Guidelines Program. Washington. USA. 98 pp.

WRC–Water and Rivers Commission. 2001. *Stream Stabilisation*. Water and Rivers Commission, River Restoration Report No. RR 10. 32 pp.

ZENH, H. 2007. *Manual Técnico de Engenharia Natural*. Federação Europeia de Engenharia Natural. Zurich.





Restauración fluvial en el río Odelouca (El Algarve).
Fotos: Marc Ordeix.

4.7 RECALIFICACIÓN DE RIBERAS DEL ODELOUCA

RECALIFICACIÓN DE GALERÍAS DE RIBERA EN EL ÁREA DE LA PRESA DEL ODELOUCA: DE LA CONCESIÓN A LA INTERVENCIÓN

Marisa Viriato[1], Maria Berjano[1], Marta Duarte[1], Raul Caixinhas[1], Rui Cortes[2] y Maria Teresa Ferreira[3]

[1]Águas do Algarve S.A. (AdA). m.viriato@aguasdoalgarve.pt

[2]Centro de Investigação em Tecnologias Agro-ambientais e Biológicas (CITAB)

[3]Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

RESUMEN

El presente caso de estudio de recalificación de corredores fluviales de la ribera del Odelouca resulta de la minimización de las alteraciones previstas en la ribera del Odelouca, en virtud de la construcción e investigación de la presa del Odelouca, e incide predominantemente en los pasos decisivos para su implementación, mostrando las líneas innovadoras de la propuesta técnica.

Analiza las diligencias llevadas a cabo por Aguas del Algarve, SA (AdA) y la Administración Hidrográfica del Algarve (ARH-Algarve) en el sentido de ayudar a los propietarios y a las autoridades locales a adecuar la propuesta técnica a la realidad local. Describe los varios momentos previstos de intervención y articulación con las metodologías de participación, posibilitando las modificaciones del proyecto, y la integración de las sugerencias/objeciones de los propietarios de terrenos colindantes. Enseña el rol de los distintos agentes sociales involucrados en la preparación de esta intervención ambiental de valorización y recalificación de una galería ribereña.

La matriz considerada será testada de primera mano en la ejecución de esta intervención. Con herramientas útiles para, en casos análogos, abreviar el tiempo que normalmente media entre el momento de la concepción y el de la implementación. Útil también es la descripción de la aplicación de formas y metodologías de participación y de relación entre los distintos interesados, para facilitar la comprensión de las nuevas técnicas de ingeniería natural y el continuado mantenimiento de las intervenciones físicas en líneas de agua, completada con un plan de monitorización.

Palabras-clave: valorización y recalificación de corredores fluviales; ingeniería natural, participación pública.

ABSTRACT

RIPARIAN REQUALIFICATION IN THE ODELOUCA DAM: FROM CONCEPT TO INTERVENTION.

This case study results from the environmental obligations related to the construction and operation of the Odelouca Dam, and is focused on preparation of the requalification actions prior to field intervention, showing the innovative lines of work to be taken. It analyses the endeavours taken by the company, Aguas of Algarve (AdA), to help the local stakeholders and authorities to adapt the technical proposal to the field reality, describing the various moments of public participation. This

contributed to some changes to the initial project, integrating the stakeholder's suggestions and objections. It demonstrates the role of the social matrix involved in the requalification of a river. The results of this public participation will be tested during project implementation, and the facilitation of public awareness and acceptance.
Keywords: assessment and requalification of river corridors; natural engineering; public participation.

1. INTRODUCCIÓN

Ebersole *et al.* (1997) presentan la "restauración como el acto de liberar los constreñimientos humanos que actúan sobre el río, permitiendo que este desarrolle los padrones normales de diversidad", acrecentando la posición concordante de Williams (2001) relativa a la vocación social al definir que la restauración debe convertir un sistema degradado en un resultado de intereses específicos en un sistema apto para servir múltiples objetivos sociales. No obstante, en la perspectiva actual de la Directiva Marco del Agua, en la que se pretende cumplir objetivos de garantía del buen estado ecológico, la restauración fluvial presenta un objetivo ecocéntrico de recuperar la estructura biofísica, las funciones ecológicas y las comunidades biológicas que existirían en el mismo lugar con un grado mínimo de intervención humana, no interviniendo el componente humano en esta definición. Estas dos perspectivas orientan formas distintas de efectuar una restauración, siendo la última comúnmente asociada a zonas de menor presión humana y en que tales objetivos pueden ser ejecutables, y la primera asociada a zonas de intervención humana difícilmente reversible, tomando entonces el nombre de recalificación, ya que no se restaura el ecosistema original, sino que se reduce la degradación existente.

En realidad, es difícil implementar actuaciones para restaurar líneas de agua, ya que buscar "la situación que se verificaba antes de producirse cualquier forma de perturbación" (Cortes, 2004) e intentar servir múltiples objetivos sociales conduce a distintas situaciones contradictorias, en las que muchos de los intereses sociales derivan de "actividades que estuvieron en la base de las transformaciones introducidas" (Cortes, 2004). Refiérase todavía que según Clarke *et al* (2003) la recalificación fluvial sólo es sostenible si es un proceso dinámico, constantemente evaluado por una amplia variedad de especialistas, sin olvidar que la recalificación podrá ser **pasiva** (remoción del estrés que causa la degradación) o **activa** (utilizando múltiples técnicas para aproximar el río a la situación inicial).

La perspectiva actual de restauración (o de recalificación) de sistemas fluviales está, por tanto, centrada en la ecología del sistema original y no en el factor humano; sin embargo, existen actividades humanas en el paisaje fluvial, por lo que habrá que contar con ellas y con las poblaciones que las desarrollan al implementar el proyecto sobre el terreno. El paso de la concepción del proyecto a su ejecución es más difícil cuanto mayor es la resistencia de las poblaciones a su implementación, además de otros aspectos complejos, como los factores administrativos y legislativos. Este trabajo pretende ilustrar las actividades de la fase de implementación del proyecto de recalificación en la ribera del Odelouca, Algarve, describiéndolas y analizándolas.

2. CONTEXTO DE LA PROPUESTA DE Recalificación

El Aprovechamiento Hidráulico del Odelouca se ubica en la región del Algarve, y afecta indirectamente el Sitio Arade/Odelouca de la Red Natura 2000. La propuesta técnica de intervención da expresión y materializa las medidas de compensación para las Galerías Ripícolas (SGR) Recualificação da Ribeira de Odelouca (SGR.2) y Programa da Evolução da Galeria Ripícola (SGR.3).

En términos genéricos, la concepción de esta intervención buscó satisfacer los principios metodológicos e integradores de recalificación definidos por Wade *et al.* (1998):

- Implicar un mínimo de costes de manutención a largo plazo.
- Utilizar la energía potencial del río como subsidio natural.
- Ser adecuados a las condiciones hidrológicas existentes (o a ser creadas).
- Estar adaptadas a situaciones frecuentes, pero también para fenómenos extremos.
- Definir los aspectos funcionales del sistema en una perspectiva de largo plazo.
- Recurrir a procesos de ingeniería en la medida estricta de las necesidades particulares, y siempre con un carácter localizado y adaptado en función de la naturaleza de cada tramo.

Por otro lado, se buscó conciliar estos principios con los intereses, las prácticas agrícolas y la cultura de los propietarios, cuyas parcelas se sitúan en las áreas de ribera, integrándolos activamente en las opciones finales de las acciones de intervención; en el acompañamiento en las fases de construcción, manutención y consolidación; en la monitorización de las acciones y en la continuidad y praxis de la utilización de técnicas de ingeniería natural.

Partiendo de los estudios efectuados entre 2006 y 2009 (Ferreira *et al.*, 2006-2009), que abarcaban toda la cuenca hidrográfica de esta ribera, se consideró que los tramos principales susceptibles de intervención en el ámbito del proyecto de recalificación de las galerías ripícolas deberían recaer en el área localizada aguas abajo de la presa del Odelouca. Más específicamente, el segmento seleccionado se sitúa tras la confluencia de la ribera del Odelouca con la ribera del Monchique, donde se advierte un elevado grado de alteración de las márgenes y de la vegetación existente, con la consecuencia de que en la parte superior del embalse resultante de dicha iniciativa las comunidades y los sistemas fluviales no se corresponden con las tipologías de los segmentos fluviales sumergidos, por lo que no compensarían la pérdida.

Los niveles de alteración detectados en el segmento seleccionado van desde la inestabilidad de sus márgenes hasta la proliferación de exóticas, como el cañaveral, que en algunos casos representa igualmente una intensa contaminación y no permite el desarrollo de las especies endógenas. La producción agrícola en las márgenes de la ribera del Odelouca, especialmente la producción de cítricos, ha tenido repercusiones negativas en la estabilidad de los taludes de la ribera, especialmente en un sistema donde las riadas son frecuentes y la naturaleza sedimentaria del suelo revela una elevada susceptibilidad a la inestabilidad registrada.

La recalificación que se pretende aplicar en la ribera del Odelouca (como ejemplo del espacio natural ilustrado en la figura 1) quiere ser una intervención que presente reflejos positivos simultáneamente tanto en el medio físico y el funcionamiento del ecosistema acuático como en las características de sus comunidades (con especial relevancia para los peces y la flora de ribera) e indirectamente en el medio social y económico. La recalificación se basará en técnicas de ingeniería natural, es decir, en las características pirotécnicas de algunas especies vegetales y en estructuras naturales de estabilización de las márgenes.



Figura 1. Riberas del Odelouca, emplazamiento natural.

3. INTERVENCIÓN

3.1. Planificación de la recalificación

El segmento fluvial por recalificar (que se inicia en las coordenadas 37º 14' 43.3''N – 8º 29' 50.7''W y termina en las coordenadas 37º 16'14.94''N – 8º 29'27.66''W) fue dividido en tramos de intervención específica. Los criterios de identificación de los tramos se fijaron en función de la homogeneidad de las presiones, aunque existían de vez en cuando intervenciones diferenciadas en el mismo tramo, buscando una solución integrada más favorable a la recalificación y valorización pretendidas.

También las zonas que presentan buena integridad ecológica fueron caracterizadas y delimitadas por sectores para facilitar así su posterior monitorización como referencia de la evolución de los tramos recalificados (figura 2). El referido mapa representa el área de intervención en la ribera del Odelouca aguas abajo de la presa del Odelouca, en los tramos de M a F.

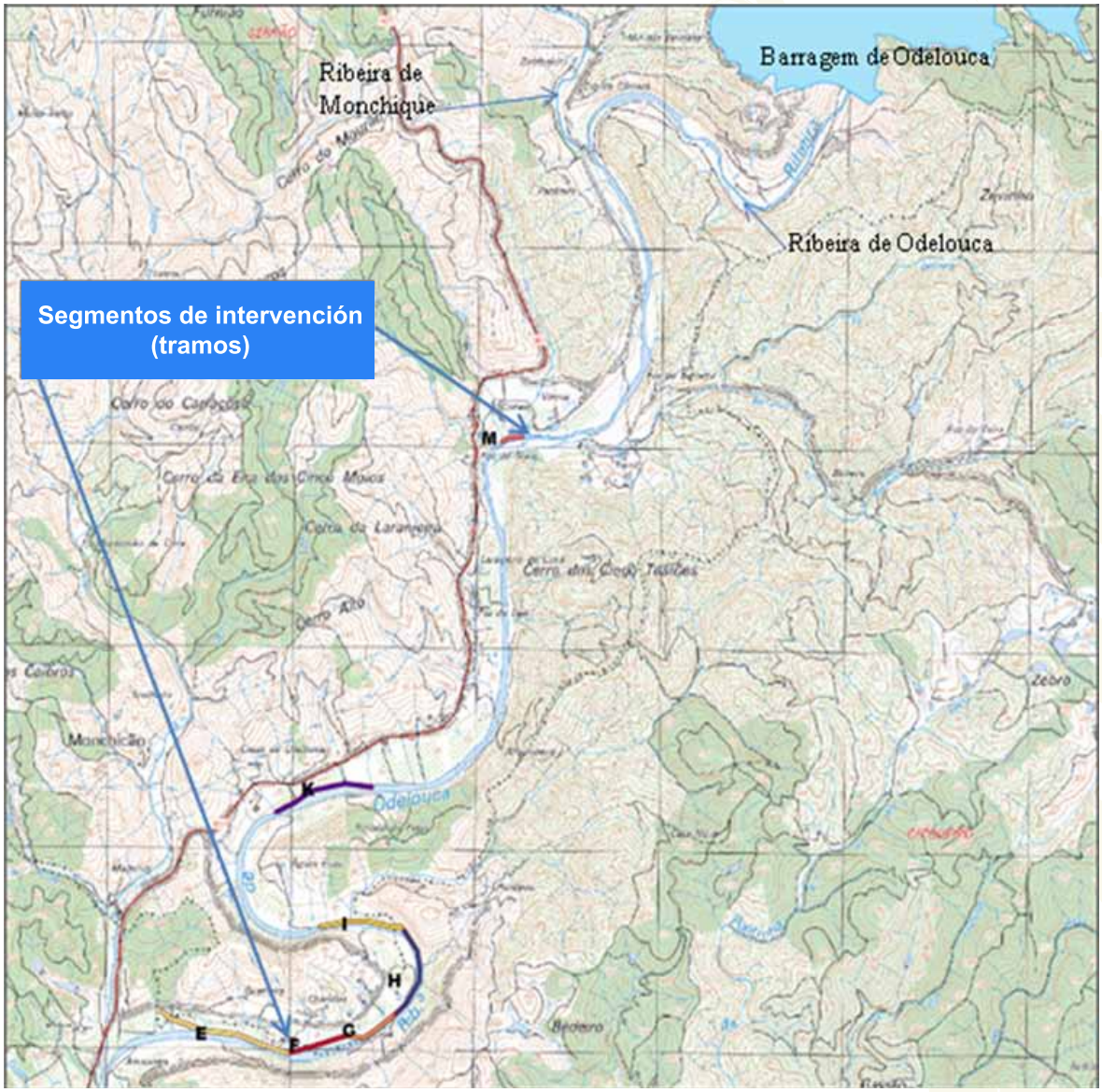


Figura 2. Propuesta de tramos a recalificar en las riberas del río Odelouca.

3.2. Técnicas de ingeniería natural a utilizar

Se pretenden utilizar con un carácter más extensivo las siguientes técnicas: islas vegetadas: colocación de bloques de piedra en el eje del cauce para crear zonas de *rifles* y *pools*, así como abrigos, para crear de esta forma condiciones adecuadas para los peces, oxigenar el agua y reducir su velocidad en las proximidades de las márgenes; manto orgánico, protegido en la base por escollera, confeccionada con fibras naturales como paja de trigo o fibra de coco para estabilizar las márgenes y prevenir la invasión de exóticas, pudiendo ser reforzadas con fibra natural o tiras de plástico, con posterior instalación de estacas o plantas arbustivas locales (esquema ejemplificativo en la figura 3); empaquetamiento: utilizado para proteger los taludes, con ramos secos de cañaveral o de sauce (en este caso material vivo), para conferir una protección inmediata de las márgenes del río, minimizar la erosión y ser más eficiente en corrientes de flujo elevado; escollera vegetada: para controlar la erosión de las márgenes de los ríos, incluye estacas vivas intercaladas en el material inerte (esquema ejemplificativo en la figura 3); utilización de terracell: geocelulares de confinamiento alveolar

para relleno con material inerte como piedra del lugar de la intervención destinada a garantizar la estabilización de márgenes en pendiente), y gavión vegetado, estructura utilizada en situaciones extremas cuando la inestabilidad del talud es muy elevada (ver también capítulo de Cortes *et al.*, en esta guía).

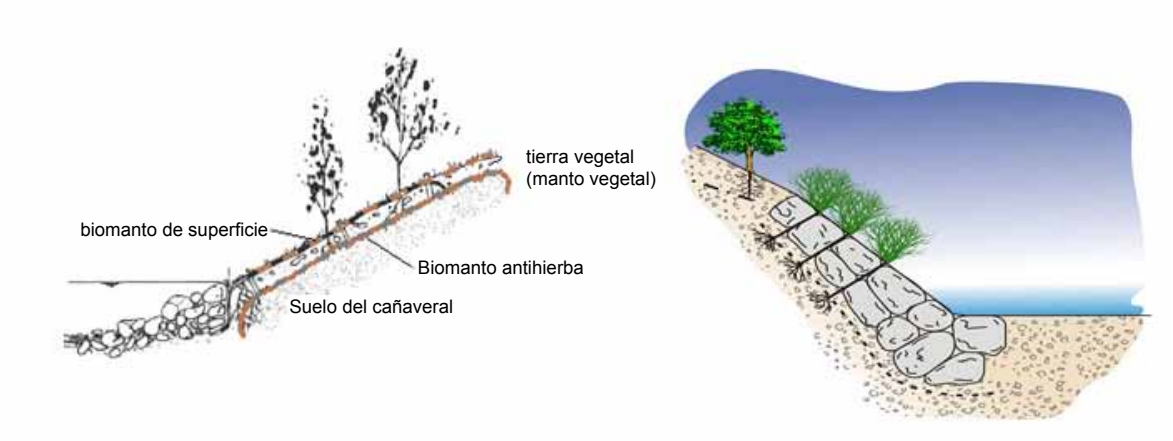


Figura 3. Ejemplo de aplicación de manto orgánico (arriba) y ejemplo de escollera vegetada (abajo).

3.3. Caracterización socioeconómica asociada al segmento

El área de intervención se ubica geográficamente en plena sierra del Algarve-Monchique, perteneciente a la *freguesia* (parroquia) de Silves y Alferce (*concelho* de Monchique), en una extensión inicial de 2.525 m, dividida en tramos de E a M, como se puede comprobar en la figura 2. En Monchique, según Barreto (2000), la densidad poblacional pasó de 39 hab./km² en 1960 a 19 hab./km² en 1991. Al poblamiento, con núcleos agrupados pero de pequeña dimensión y caseríos dispersos (Daveau, 2005), se le suma actualmente una acentuada pérdida de las redes sociales locales, mudanzas de los residentes, un envejecimiento poblacional dramático, así como un paulatino abandono de las actividades agrícolas y artesanales (Cavaco, 1976). En Monchique el porcentaje de la población con más de 65 años pasó del 10,6% en 1960 al 24,5% en 1991 (Barreto, 2000). A pesar de este cuadro general negativo, la zona por intervenir mantiene todavía una actividad económica y social considerable, explicada por la ocupación y utilización de las márgenes de la ribera del Odelouca, localización propicia para los huertos de cítricos, cultivos anuales de regadío, huertos y ganadería, y por un grupo social activo, mantenido sobre todo por relaciones de parentesco y vecindad. Se mantiene el modo tradicional de ocupación de las márgenes y las formas de defensa contra las crecidas: escolleras, motas. La percepción que los propietarios ribereños poseen de la dinámica fluvial -de las causas y de los efectos- refleja la memoria de destrucción registrada en años de grandes crecidas. No hay percepción de la integridad ecológica fluvial.

3.4. Intervención y participación

La intervención prevista, al recaer en lecho/margen fuera del dominio público, implicó la aceptación formal por parte de los propietarios de que todas las acciones y apoyos de obra pudiesen ser ejecutados en sus parcelas. Sin embargo, tal hecho no los exime de la responsabilidad (Ley 54/2005, de 15 de noviembre, y Ley 58/2005, de 29 de diciembre) de “conservación y rehabilitación de la red hidrográfica”.

En estas circunstancias, y desde el punto de vista de la conciliación de esta doble responsabilidad, se consideró importante que la participación de los propietarios no se circunscribiese tan sólo a dicha autorización formal (figura 4).



Figura 4. Participación directa en el lugar con los principales actores.

El proceso participativo tuvo, así, como objetivo la involucración de los principales agentes sociales locales e institucionales, con miras a alcanzar los mejores resultados en las áreas ambiental, ecológica, económica y social.

La estrategia de participación seguida, centrada en la conjunción de esfuerzos de las distintas entidades y a través de metodologías participativas, se basó esencialmente en los contactos personales e interpersonales en los lugares a intervenir.

Antes de iniciarse el trabajo de participación con los propietarios, se definieron los principales momentos secuenciales:

a. Elaboración del proyecto preliminar.
b. Identificación de los intervinientes y levantamiento cartográfico.
c. Explicación directa de la propuesta técnica.
d. Recopilación y registro de todas las dudas y desconfianzas.
e. Adaptación y valoración de la propuesta.
f. Proceso de aceptación y adhesión.
g. Diseño final del proyecto tras las modificaciones derivadas de la consulta a los propietarios.
h. Apoyo de continuidad a la obra ejecutada con integración de las técnicas de ingeniería natural en la manutención de las galerías ribereñas

a) Se celebró una primera reunión de la AdA/ARH Algarve para la identificación de todas las

entidades públicas y privadas, las metodologías participativas y el calendario de actuación.
Identificadas como entidades regionales y locales interesadas: Aguas del Algarve, SA (AdA), Administración de la Región Hidrográfica del Algarve (ARH-Algarve), presidentes de las Juntas de Freguesia (parroquias) de Silves y Alferce, por sus atribuciones y competencias.
Identificadas como entidades técnicas: ISA/UTAD (equipo proyectista), equipo técnico de la AdA, equipo técnico catastral.
Identificados como segmentos de la población: propietarios, agricultores y residentes directamente interesados por la posesión/utilización de los predios incluidos en los tramos a intervenir, y residentes de las áreas de ribera.
Se realizaron visitas sobre el terreno a partir de febrero de 2010 por parte del equipo técnico de la AdA para mantener contactos personales e identificar a los respectivos propietarios y sus residencias.

b) La explicación directa de la intervención y las respectivas acciones fue efectuada por la AdA y ARH-Algarve en reuniones y contactos, con los propietarios y autoridades locales, de modo que una vez comprendida la propuesta técnica se pudiese ajustar a su realidad, reportando, además de la mitigación ambiental, resultados positivos para los propietarios y una mejoría general en el área por intervenir.
Tras varias reuniones preparatorias en Silves y Alferce con los presidentes de las Juntas de Freguesia (parroquias) y visitas de campo con el equipo proyectista de la UTAD, se realizó una visita prolongada con los propietarios, residentes, presidente de la Junta (parroquia) de Alferce, ARH, AdA, UTAD para la presentación del proyecto y la discusión de los aspectos más relevantes en cada tramo.
Después de este primer proceso participativo, que reunió frente a frente a todos los intervinientes y en el que se analizó pormenorizadamente el proyecto, empezaron a realizarse pequeñas sesiones de aclaración con los propietarios, primándose el contacto personal, interpersonal y familiar, en sus casas, cafés, locales de trabajo, con el objetivo de sensibilizarlos sobre la importancia de las actuaciones de recalificación por desarrollar.
En este ámbito, se realizaron más de 20 visitas locales, unas con carácter más institucional, otras más informales.

c) Para que el proceso participativo resultara no eran suficientes las explicaciones y la sensibilización continuadas por parte de las entidades responsables de la implementación de la intervención. Era necesario simultáneamente registrar las preocupaciones de los propietarios y residentes, mostrar apertura para aceptar adaptaciones al proyecto, especialmente para la colocación de escolleras más extensas, árboles frutales, circunscripción del área de remoción del cañaveral y otros trabajos complementarios.
El proceso participativo tendría que ser biunívoco, con objeto de asegurar la relación interpersonal y ganar la confianza de todas las partes, a partir de un proyecto de intervención abierto y cuyo diseño final reflejase el compromiso de adhesión.
En síntesis, las principales dudas registradas se relacionaban con los siguientes aspectos:

- Desconfianza de los propietarios hacia la bondad de la iniciativa.
- El porqué de la elección de sus parcelas, en detrimento de otras más afectadas.
- Conocimiento del comportamiento de la ribera y descrédito ante las técnicas de ingeniería natural.
- El cañaveral es considerado como un beneficio y auxilio en la contención de las márgenes de la ribera y útil para operaciones agrícolas y como materia prima de productos artesanales y con-

strucciones rurales, por lo que su remoción total fue vista con desconfianza.

- Temor al tránsito por sus tierras de vehículos y máquinas pesadas mientras durase la obra.

d) Conseguida la comprensión de la propuesta técnica inicial por parte de los propietarios y la demostración de las diferencias entre las nuevas técnicas y las utilizadas tradicionalmente, se procedió a las modificaciones, por tramos, de acuerdo con la posición de cada propietario, según lo dispuesto en la declaración de compromiso y aceptación de la intervención.
La participación, de acuerdo con la estrategia diseñada, pese a ser larga y dificultosa, permitió que la gran mayoría de los propietarios (25) terminaran por aceptar. De las 32 parcelas identificadas, se obtuvo el acuerdo para 22, con una intervención de cerca de 2.000 metros. Con la excepción del segmento inicial con aproximadamente 690 metros, que fue retirado de la intervención por no haber sido aprobada por los propietarios, los restantes serían implementados en su casi totalidad.
Dada la dificultad en la obtención de los permisos de los propietarios, las solicitudes de modificación al proyecto y el cierre de los acuerdos fueron difíciles y lentos.

e) El diseño del proyecto y el cierre del Mapa de Cantidades finalizó con una visita al terreno contando con la presencia del equipo proyectista de la UTAD.
El informe, con el levantamiento de los tramos a intervenir y la definición de las técnicas de ingeniería natural y las técnicas tradicionales a adoptar en cada uno de los tramos, sufrió adaptaciones en función de los siguientes aspectos:

- Circunstancias físicas actuales de los tramos.
- Solicitudes y exigencias de los propietarios para condicionar su aceptación de las intervenciones.
- Alteraciones de los procesos erosivos que se verificaron a lo largo del tiempo en virtud de la fragilidad de los hábitats marginales y del aumento de la extensión del cañaveral.

f) Las intervenciones de ingeniería natural o bioingeniería carecen de una atención muy cuidadosa tras su conclusión. La monitorización asegura y salvaguarda el éxito de las técnicas utilizadas. El éxito de la rehabilitación depende no sólo del plan de implementación, sino también de la atención dada a la monitorización y a la evaluación de las medidas propuestas (Fisrwg, 1998).
La monitorización constituye una etapa fundamental del proceso de rehabilitación del corredor fluvial, por lo que es importante la evaluación de la respuesta del ecosistema fluvial después de la intervención (Wdfw, 2002; Heaton *et al*., 2005).
Además de la monitorización subsiguiente o la intervención rápida, será necesario establecer un programa de monitorización a largo plazo (8 años), que registre y acompañe todas las acciones de verificación y corrección efectuadas en el primer período, pero que de una forma integrada verifique la evolución de los sistemas de ribera.

4. CONCLUSIONES

Este caso de estudio pretende enseñar el recorrido de una medida ambiental teniendo en cuenta los actores sociales concernidos, la ponderación de los intereses en juego y la valorización ambiental sostenible.

La matriz considerada será testada de primera mano en la ejecución de este proyecto y se mostrarán los puntos críticos entre el momento de la concepción y el momento de la implementación.

Se adquirió conocimiento sobre las formas de participación y las estrategias de relación interpersonal con los distintos interesados, para la sensibilización y comprensión de nuevas soluciones en las intervenciones de valorización y restauración fluvial. Se concluyó que la formulación de un proyecto debe ir acompañada desde el inicio de la consulta a los residentes y propietarios.

El éxito de las nuevas soluciones dependerá sobre todo de su integración en las prácticas cotidianas y en su aceptabilidad social, como alternativas más sostenibles desde un punto de vista económico y también ambiental. La ulterior monitorización debe determinar la necesidad de medidas correctoras.

Como en todos los casos de estudio, la generalización de las conclusiones obtenidas para su aplicación a casos similares fue determinante para su elección y presentación.

5. BIBLIOGRAFÍA

AdA. 2009. Relatório Anual de Acompanhamento Ambiental do Empreendimento Odelouca (3º relatório). Águas do Algarve. Silves.

AdA. 2011. Apresentação para a 5ª Reunião de Projecto RICOVER. Águas do Algarve. Faro.

BARRETO, A. 2000. *A Situação Social em Portugal 1960-1999*, volume II. Imprensa de Ciências Sociais, ISCTE. Lisboa.

CORTES, R. M. V. 2004. *Requalificação de Cursos de Água*. Instituto da Água (INAG). Lisboa. 135 pp.

CORTES, R. M. V., FERREIRA, M. T., JESUS, J., BOAVIDA, I., CATALÃO, E. & MAGALHÃES, M. 2010. *Valorização e Requalificação das Galerias Ribeirinhas na área do Empreendimento de Odelouca*. ADISA/UTAD – Março. Lisboa.

CORTES, R. M. V., JESUS, J., FERNANDES, L. F. S. & MAGALHÃES, M. 2010. *Valorização e Requalificação das Galerias Ribeirinhas na área do Empreendimento de Odelouca e ao Abrigo do Programa RICOVER*. UTAD. Lisboa.

CORTES, R. M. V., JESUS, J., FERNANDES, L. F. S. & MAGALHÃES, M. 2011. *Valorização e Requalificação das Galerias Ribeirinhas na Área do Empreendimento de Odelouca e ao Abrigo do Programa Ricover – Intervenções Finais a Realizar*. UTAD. Vila Real.

CAVACO, C. 1976. *O Algarve Oriental* - 1º volume. Gabinete do Planeamento da Região do Algarve. Faro.

DAVEAU, S. 2005. *Portugal Geográfico*. 4ª Edição. Edições João Sá da Costa. Lisboa.

FERREIRA, M. T., CORTES, R. M. V, HUGHES, S. J., VARANDAS, S., SANTOS, J. M., PINHEIRO, P., FERNANDES, M. R. & MAGALHÃES, M. 2004. *Valorização e Requalificação das Galerias Ribeirinhas na área do Empreendimento de Odelouca*. ADISA/UTAD. Lisboa.

FERIN, I. 2002. *Comunicação e Culturas do Quotidiano*. Quimera Editores, Lda. Lisboa.

OLIVEIRA, M. M. 2007. *Como fazer Pesquisa Qualitativa*. 3ª Edição. Editora Vozes Ltda. Petrópolis. Brasil.





Riberas totalmente invadidas por caña (*Arundo donax*) en un río del Algarve.
Ribera obstruida por residuos de caña (*Arundo donax*) en el Algarve.
Fotos: André Fabiao.

4.8 CONTROL DE CAÑA EN EL ALGARVE

CONTROL DE CAÑA (*ARUNDO DONAX*) EN ZONAS DE RIBERA

Ana Monteiro[1], Ilídio Moreira[2] y Jorge F. Moreira[3]

[1]Centro de Botânica Aplicada à Agricultura, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal. E-mail: anamonteiro@isa.utl.pt

[2]Centro de Botânica Aplicada à Agricultura, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal

[3]Divisão de Avaliação Biológica e de Sanidade Vegetal. Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR), Quinta do Marquês, 2780-155 Oeiras, Portugal. E-mail: jfmoreira@dgadr.pt

RESUMEN

La caña (*Arundo donax*) es una gramínea perenne naturalizada en la región mediterránea. A pesar de su uso en la fabricación de instrumentos musicales, construcción, setos y pantallas contra el viento y el renovado interés como biocombustible, la caña es una especie invasiva en las riberas fluviales debido a sus características competitivas. Este trabajo presenta una revisión de la biología y la identificación de la caña y las especies congéneres, los principales impactos y las posibilidades de gestión. La caña causa una disminución de la diversidad biológica, interfiere los cursos de agua causando inundaciones, la erosión de las laderas, la destrucción de puentes y el consiguiente aumento de los costes de mantenimiento y gestión. En los estudios de control de la caña en Portugal, se encontró que las infestaciones de caña se pueden reducir mediante cortes repetidos de los tallos en combinación con el control químico. Esto debe hacerse con un herbicida foliar sistémico aplicado a la época del año más adecuada para su translocación a las raíces y rizomas. Los estudios han demostrado la eficacia de glifosato (diluido del 2,5% al 5%) cuando se aplica después de la floración de la caña. Sin embargo, se encontró que eran necesarias dos o tres aplicaciones en años sucesivos. La humectación de los tallos con glifosato (75% en solución), pocos minutos después de cortarlos, ha demostrado ser altamente eficaz.

Palabras clave: caña, invasión biológica, control químico y mecánico, Algarve, Portugal.

ABSTRACT

GIANT REED CONTROL IN RIPARIAN ZONES. Giant reed (*Arundo donax*) is a tall perennial grass widespread throughout the Mediterranean region. Despite its use to make musical instrumentals, building material, erosion control, windbreak, and renewed interest in bioenergy production, it has become a major invasive weed problem in watersheds because of its high competitive ability. Here, the biology and identification of giant reed and related species, e.g. common reed (Phragmites australis) and the weed's negative effects are revised. Giant reed once established leads to loss of biodiversity. It also interferes with rivers by increasing sedimentation and narrowing water channels causing flooding, damage to bridges and stream bank erosion and increased management costs. The

management strategies are also revised. Finally, the case studies of giant reed control in Portugal are presented. Giant reed growth can be suppressed by repeated mowing combined with chemical control. This requires treating the weed with a systemic herbicide at appropriate times of the year to ensure translocation to the roots and rhizomes. Glyphosate (2.5% to 5% of commercial solution with 360 g a.i./L) applied after flowering showed to be effective but repeated applications, at least during two to three years, will likely be necessary. Cut-chemical stem treatments (humectation) were also effective if glyphosate (75%) is applied within a few minutes of cutting the stem.
Key-words: giant reed, invasion, mechanical and chemical control, Algarbe, Portugal.

1. INTRODUCCIÓN

La caña (*Arundo donax* L.) es una gramínea muy común en el entorno de las líneas de agua y considerada, firmemente muchas veces, como factor de seguridad para los taludes, aunque diversos técnicos llamen la atención sobre cómo los desestabilizan debido a las galerías excavadas por su gruesos rizomas (Figuras 1y 2).

La especie *Arundo donax* L., familia de las *Poaceae*, es originaria del este asiático. Como especie no nativa se encuentra distribuida por Asia, el sur de Europa, el norte de África y América. En Europa se ha naturalizado en la totalidad de los países del sur. En Portugal se puede encontrar por todo el país, poseyendo actualmente el estatuto de especie invasora (Decreto-ley 565/99, de 21 de diciembre de 1999).

En España se considera también alóctona, fechando Sanz-Elorza *et al*. (2004) su introducción en fechas anteriores a 1492. En este país, su distribución geográfica es todavía incompleta, pero Sanz-Elorza *et al.* (2004) refieren que se encuentra en el centro de la Península Ibérica y en las Canarias. En la región mediterránea y en Portugal se desarrollan dos especies del género *Arundo* L., *A. donax* y *A. plinii* Turra (caña de secano) (figura 5). La caña de secano se encuentra en las regiones fitogeográficas del centro-este (arenoso, calcáreo y olisiponense) y centro-sur (miocénico y pleistocénico) de Portugal. Se confunde frecuentemente con otra especie, el carrizo (*Phragmites australis* (Cav.) Steudel), pero esta gramínea tiene un porte más bajo (figura 5.3) y presenta una lígula pilosa (figura 5).

Morfológicamente, el género *Arundo* incluye plantas perennes, rizomatosas; de hojas planas con lígula membranácea, muy corta y ciliada (figura 1), inflorescencia en panícula floja o contraída; lemma lanceolada, largamente velluda, plumosa para la base, 3-7-nervadas, con la nervura media prolongada en arístula; pálea más corta que la lemma; cariopse libre, oblonga; hilo basal puntiforme (Franco & Rocha-Afonso 1998).

La figura 1 ilustra las características de la base del limbo y la inflorescencia de *A. donax* y la lígula velluda del carrizo.


1


2


3


4

Figura 1. Aspectos morfológicos de *Arundo donax* L.: 1 - lígula; 2 - aurículas; 3 - inflorescencia (panícula); y 4 - lígula de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel. Fotos: Ana Monteiro y Ilídio Moreira.

La caña ha sido extensivamente plantada en el sur de Europa para vallados y setos vivos. Sus rastrojos, con las debidas dimensiones, son muy apreciados en la manufactura de cestería, de instrumentos musicales (como flautas) y otros artículos. Recientemente, resurgió el interés por esta especie como productora de biomasa para biocombustibles.

No obstante, la caña, en las zonas ribereñas, es altamente perjudicial por la quiebra de la biodiversidad y el peligro de riadas por ocupación del lecho de riada (figura 3). Los perjuicios en obras de arte, aunque no son frecuentes, se han registrado en ocasiones excepcionales, como ocurrió en 2010 en riadas en el Algarve (figura 4).

En su área de distribución se reproduce sexualmente por semillas, pero en los lugares en los que no es autóctona se reproduce muy rápidamente, por vía asexuada, a través de sus robustos rizomas (figura 2), que pueden alcanzar grandes distancias desde la planta madre. Los fragmentos de los rizomas se dispersan por las corrientes de agua y pueden estar secos durante años sin perder la capacidad de generar raíces cuando vuelven a humedecerse. La regeneración de la planta también se produce mediante fragmentos de ésta.

Es una planta C_4, hidrófila, que requiere humedad edáfica porque sus hábitats son ambientes ribereños y zonas húmedas, naturales o artificiales. Por ello, compite por los recursos hídricos, en particular cuando son escasos. Soporta muy bien las altas temperaturas estivales, pero de modo regular las temperaturas bajas del invierno. Presenta cierta resistencia a la salinidad moderada.



Figura 2. Rizoma de *Arundo donax* L. Foto: Ana Monteiro.



Figura 3. Cañas invadiendo el lecho de ribera, en Odiáxere (Algarve). Foto: Ana Monteiro.



Figura 4. Masa de cañas arrastradas por corriente de ribera, Algarve, en riadas ocurridas en 2010 (izquierda), puente afectado por la presión ejercida (centro) y aspecto general en la línea de agua infestada por caña tras la riada (derecha).



Figura 5. Aspecto general de infestaciones en la región del oeste, Caldas da Rainha, Portugal, por: 1. *Arundo donax* L. (cañavera); 2. *Arundo plinii* Turra (caña de secano); y 3. *Pragmites australis* (Cav.) Steudel (carrizo).

2. GESTIÓN DE LA CAÑA EN ZONAS DE RIBERA

2.1. Medidas de prevención

Las principales medidas de prevención consisten en no introducir nuevos ejemplares de esta especie, eliminar órganos vegetativos (rizomas) y, en general, promover la erradicación de la especie en las áreas más sensibles a la invasión.

Es también recomendable la difusión de las características invasoras de la caña ante todos los posibles interesados (población, técnicos y viveristas), de modo que se evite su producción e introducción y se garantice que las actividades de control se ejecuten de forma adecuada (observación cautelar en la eliminación adecuada de los residuos, por ejemplo).

2.2. Medidas de control mecánico

La revisión bibliográfica conduce, como era de esperar, a la mención de los diversos medios tradicionales de combate contra las leñosas infestantes, desde la prescripción de fuego, uso de maquinaria pesada, incluyendo bulldozers, corte y eliminación por vehículos y la aplicación de herbicidas, considerado, por algunos autores, el proceso más práctico y eficiente, siempre que queden salvaguardados los riesgos ambientales.

i) **Control mecánico simple**

De acuerdo con Oakins (2005), el corte mecánico de la parte aérea exclusiva sólo es practicable en áreas pequeñas o donde la aplicación del herbicida sea altamente inconveniente. Tiene la ventaja de poder utilizarse en cualquier época del año. Su coste es muy elevado y la eficacia es muy limitada por los nuevos rebrotes. Evidentemente, los costes se compensan si la biomasa adquiere valor. El astillado de la parte aérea de las cañas facilita, naturalmente, su transporte y eventual aprovechamiento.

La erradicación mecánica de la parte subterránea es muy costosa y puede considerarse, en general, impracticable, pues los rizomas enterrados entre 1 y 3 metros, en suelos sedimentarios, rebrotan rápidamente. Según Cornal *et al*. (1999), la extracción de los rizomas del suelo presenta, además, el grave inconveniente del aumento de riesgos de erosión y perturbaciones del suelo indeseables. En la práctica, los métodos mecánicos sólo tienen aplicabilidad si son conjugados con la aplicación de herbicidas.

Sin embargo, ha de considerarse la extracción de las raíces y rizomas de la caña cuando las imposiciones ambientalistas no permitan la aplicación de herbicidas, a pesar de la impopularidad de sus elevados costes. Además, hay que recordar que los fragmentos de rizomas no retirados por las excavadoras pueden provocar la aparición de un nuevo rebrote.

ii) **Control por el fuego**

En la mayoría de las circunstancias, la prescripción del fuego en el cañaveral vivo o tratado químicamente no debe considerarse como proceso de control, pues no elimina los rizomas y probablemente favorecerá la regeneración de la caña, además de los riesgos de la no contención del fuego.

Sin embargo, algunos autores lo reputan como el proceso más económico, conjugado eventualmente con otros medios.

iii) **Ensombramiento**

A pesar de la evidente ventaja de sus riesgos ambientales mínimos, la cobertura del suelo con plásticos, tras el corte de la caña, se torna bastante onerosa y retrasa la posibilidad de plantación de otras especies.

2.3. Medidas de control químico

En términos prácticos, la eliminación de una vasta área de caña obliga al uso de herbicidas, esté o no asociado al empleo de métodos mecánicos, como el corte o el fuego. La buena eficacia de los herbicidas con base en el glifosato contra *A. donax* es citada en centenares de referencias bibliográficas. Otras substancias activas herbicidas son mencionadas, en un número muy inferior de trabajos, como, por ejemplo, el triclopir, muy recomendado para la lucha contra la zarza (*Rubus ulmifolius* Schott), pero previniendo el peligro de arrastre hacia cultivos vecinos, pues es muy volátil. Existen referencias de otros herbicidas específicos para monocotiledóneas, como el fluazipop-butil y el Sethoxidan (Bell, 1997).

i) **Aplicación foliar de glifosato**

El uso exclusivo del control químico de la caña con el glifosato aplicado en el follaje está ampliamente generalizado porque este herbicida es sistémico, y es transportado hacia las raíces y rizomas. De acuerdo con Cornal *et al*. (1999), no deja residuos en el suelo o en el agua, pues el glifosato se absorbe por la materia orgánica del suelo y del agua y se vuelve biológicamente inactivo. De acuerdo con la bibliografía compilada por Monteiro *et al*. (2003), no muestra, aparentemente, riesgos toxicológicos significativos para la vida salvaje y para el hombre.

En cuanto a las concentraciones y dosis de glifosato a aplicar, épocas de aplicación y estado fenológico de la caña, estas varían con los estudios.

ii) **Casos de estudio en Portugal**

a) Aplicación foliar de glifosato

Seguidamente, se resumen los resultados obtenidos en los ensayos realizados en el Algarve, en el ámbito del Project RICOVER, de 2009 a 2011, con aplicaciones foliares de glifosato en diferentes concentraciones, volúmenes de producto, épocas de aplicación y estados fenológicos de la invasora (tabla 1).

Los resultados confirmaron la ventaja de la aplicación otoñal, tras la floración, con concentraciones comprendidas entre 720 y 1.080 mg L-1 de glifosato y volumen de producto del orden de los 800 L ha^{-1}. Puesto que una única aplicación de herbicida no controla totalmente la caña, es necesaria una segunda aplicación de glifosato para evitar nuevas infestaciones, a pesar de que los rebrotes sean ralos y débiles. Se aconseja una vigilancia de tres años como mínimo, pero preferiblemente de cinco.

Tabla 1. Control de *Arundo donax* L. por diferentes concentraciones de glifosato, volúmenes de producto y épocas de aplicación, en riberas del Algarve, Portugal.

Lugar	Época de aplicación	glifosato (mg L^{-1} de producto)	p.c. (formulaciones con 360 g L^{-1})	Fenología	Volumen de producto (L ha^{-1})	Eficacia (6 mta*)
S. Brás de Alportel	Otoño	1.080	3%	Floración	400	>90%
S. Brás de Alportel	Primavera	1.080	3%	Rebrote	400	<80%
Algoz	Primavera	720	2%	Rebrote	600	<80%
Algoz (figura 6)	Verano	1.080	3%	Corte/rebrote	400	80-90%
Algoz (figura 7)	Otoño	720	2%	Corte en invierno Anterior/plena floración	800	>95%
Algoz (figura 8)	Primavera	720	3%	Corte en invierno Anterior/rebrote	1.000	<75%

* mta: meses tras la aplicación
p.c.: producto comercial



Figura 6. Ensayos en verano (julio) en Algoz, Algarve: 1 - Aspecto de una haza segada (antes de la aplicación) y de las plantas sin corte (otra margen de la línea de agua) y, 2 - Aspecto de una haza 2,5 meses después de la aplicación de glifosato en concentración de 1.080 mg L^{-1} de producto (3% de producto comercial con 360 g L^{-1} de substancia activa) aplicado con barra, en caña previamente cortada. Fotos: Ana Monteiro.



Figura 7. Aplicación de herbicida el día 11-12 de octubre de 2010; glifosato en concentración de 1.080 mg L^{-1} de jarabe (un 1,5% de producto comercial con 450 g L^{-1} de substancia activa) aplicado con pistola de pulverización de 1,5 m de longitud y boquilla de tobera variable con una pastilla 1,5 en posición de caudal máximo, unida a un pulverizador de presión hidráulica (Tomix), (izq.) y testigo (derecha) tres semanas después de la aplicación. Fotos: Ilídio Moreira.



Figura 8. Aspecto de las parcelas en la primavera de 2011 tras el rebrote de las cañas que habían sido cortadas a comienzos de noviembre de 2010. Fotos: Ilídio Moreira.

2.4. Equipamiento de pulverización en zonas de ribera y taludes

Se ilustra a continuación el equipamiento más comúnmente utilizado para el control de caña y carrizo en líneas de agua y taludes.

i) **Pulverizador motorizado de mochila F320 con lanza extensible**

El pulverizador motorizado de mochila F320 con lanza extensible (figura 9) es adecuado para lugares de difícil acceso. Exige un operador experto para que la pulverización sea uniforme y no haya desperdicio de herbicida.



Figura 9. Aplicación con un pulverizador motorizado de mochila y una lanza extensible. Fotos: Ilídio Moreira.

ii) **Pistola y pulverización conectada a un grupo de pulverización en carretilla**

En emplazamientos con mayor facilidad de tránsito, la pistola y la pulverización conectada a grupo de pulverización en carretilla (figura 10) es el tipo de equipamiento más apropiado, porque permite tratar áreas más extensas (dependiendo del volumen del depósito), sin esfuerzo adicional para el operador, que también ha de tener experiencia en la aplicación.



Figura 10. Diferentes formas de boquilla debidas a la modificación de la abertura de la tobera de boquilla variable en la pistola de pulverización. Fotos: Ilídio Moreira.

iii) **Pulverizador de presión hidráulica, suspendido en los tres puntos del tractor**

La aplicación de herbicidas en taludes con el equipamiento disponible en el mercado se presentaba muy difícil, dado que la barra de pulverización no posee inclinación. La empresa portuguesa TOMIX desarrolló específicamente una barra para aplicaciones en taludes (figura 11). Destacar la necesidad de corte previo de la vegetación de los taludes y la aplicación de los herbicidas poco después del rebrote de la caña y carrizos.



Figura 11. Pulverizador de presión hidráulica con barra de gran amplitud de inclinación para aplicación en taludes, desarrollado por TOMIX. Fotos: Ilídio Moreira.

iv) **Humectación**

El método combina el corte del cañaveral con la aplicación inmediata (1-2 minutos después, en un lapso máximo de 5 minutos) de humectación con herbicida concentrado en las superficies de corte. Tiene el aparente aliciente de reducir los costes de herbicida y de evitar un arrastre indeseable hacia plantas circundantes. Sin embargo, requiere más tiempo y mano de obra que las pulverizaciones foliares y más rigor en el tiempo de aplicación, volviéndose más caro. Este tratamiento, como la aplicación foliar, parece más eficaz después de la plena floración de caña, antes de su entrada en latencia.

El proceso de corte tiene dos fases: primero el corte de las cañas a 30-60 cm de la base y, posteriormente, un nuevo corte a 5-7,5 cm del suelo y la aplicación del herbicida en los 2-3 minutos siguientes. Las concentraciones del glifosato en la solución, referidas en la bibliografía, varían entre el 50 y 100% (Cornwall *et al.* 1999; Oakins, 2005; Omori, 1996; Spencer *et al.* 2008). Puede ser útil ligar un tinte o colorante a la solución para identificar las plantas tratadas.

En el Algarve, el 25 de noviembre de 2010, se efectuó una aplicación experimental de retoque en la superficie de los tallos inmediatamente después de su corte, a aproximadamente 10-20 cm del suelo – humectación (figura 12). La aplicación de una solución de glifosato al 75% del p.c. (producto comercial Asteroide SupremeR, 450 g/L) se efectuó inmediatamente tras el corte con motosierra (figura 12).

Cuatro (primavera siguiente) y seis meses después de esta aplicación no se observó ningún rebrote de caña en las parcelas controladas por este método, al revés de lo que se verificó con el testigo. (figura 12).



Figura 12. Humectación: 1) cañas cortadas con moto sierra; 2) retoque inmediato al corte de las cañas, de glifosato al 75% del p.c. (producto comercial Asteroide Supreme®, 450 g/L), el 25 de noviembre de 2010; 3) testigo a los 3,5 meses del corte; 4) hazas de cañas retocadas con glifosato 4 meses después de la humectación. Fotos: Ana Monteiro y Ilídio Moreira.

3. CONSIDERACIONES FINALES

De acuerdo con numerosos trabajos realizados en las condiciones californianas de clima mediterráneo, la erradicación de la caña demostró ser factible en 3-5 años.

El glifosato es el herbicida más utilizado, indicado genéricamente para vivaces infestantes, frecuentemente en la concentración de jarabe de hasta 2 o 3% del producto comercial (formulaciones de 360 g L^{-1} de p.c.) y homologados en la dosis máxima de 3,6 kg s.a./ha. Sin embargo, debemos tener presente que las recomendaciones de cantidad de producto por área y dosis pueden no ser consistentes, ya que la eficacia de la pulverización depende esencialmente de la biomasa presente y de una buena penetración del producto en el follaje, a veces muy denso.

Tal como se verificó para el carrizo (Monteiro *et al*. 1999), el tratamiento herbicida otoñal, antes de la entrada en latencia, precedido del corte de las cañas algunos meses antes para permitir la entrada en floración, o semanas antes de modo que permita nuevos rebrotes aéreos hasta 1-2 m, parece ser lo más eficaz. Sin embargo, si fuera necesario, las pulverizaciones foliares en otras fases de crecimiento de la caña también son eficaces.

Las aplicaciones de glifosato concentrado (del 75 al 100% del producto comercial) sobre la superficie de corte, inmediatamente tras ésta —humectación— son también recomendables.

La erradicación completa de la caña exigirá muy probablemente tres años aproximadamente de aplicaciones cuidadas, de acuerdo con algunas referencias bibliográficas.

Existiendo impedimentos para la utilización del control químico, hay que tener en cuenta los elevados

costes de los procesos mecánicos para la erradicación de la caña (Simmons *et al*. 2007).

Cualquiera que sea el método utilizado hay que prevenir las reinfestaciones, por lo que es altamente deseable la plantación de especies autóctonas, por el interés ecológico y para hacer posible su competencia con un eventual rebrote de la caña. Una gestión adecuada del ecosistema, preservando la dinámica natural de la vegetación y evitando perturbaciones de origen antropogénico, será fundamental para evitar infestaciones graves.

4. BIBLIOGRAFÍA

BELL, G. 1997. Ecology and management of Arundo donax, and approaches to riparian habitat restoration in Southern California. In: Brock, J. H., Wade, M., Pysek, P. & Green, D. (ed.) Plant Invasions: Studies from North America and Europe. Pp. 103-113 Blackhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

CORNWALL, C., DALE, R. & NEWHONSER, M. 1999. Arundo donax: A Landowner Handbook. Sonoma Ecology Center and California State University, Sacramento Media Services.

FRANCO, J. A. & ROCHA-AFONSO, M. L. 1998. Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Vol III (Fasc. II) Gramineae. Escolar Editora. 283 pp.

MONTEIRO, A., MOREIRA, I., SANTOS, A. C. & SERRASQUEIRO, P. M. 2003. Gestão do jacinto-aquático (Eichhornia crassipes) na Lezíria Grande de Vila Franca de Xira. Anais Inst. Sup. Agron. 49: 297-315.

MONTEIRO, A., MOREIRA, I. & SOUSA, E. 1999. Effect of prior common reed (Phragmites australis) cutting in herbicide efficacy. Hydrobiologia, 415: 305-308.

OAKINS, A. J. 2005. An Assessment and Management Protocol for Arundo donax in the Salinas Valley Watershed. Aquatics Article A Capstone Project Presented to the Faculty of Earth Systems Science and Policy in the Center for Science, Technology, and Information Resources at California State University Monterey Bay.

SANZ-ELORZA, M., DANA SÁNCHEZ, E. D.& SOBRINO VESPERINAS, E. (ed.). 2004. Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

SIMMONS, A., SIMÕES, C., FLEBBE, E. & PARKER, M. 2007. Invasive Species & the WFD. Apresentação oral, em Junho, em Lisboa.

SPENCER, D. F., TAN, W., LIOW, P. S., KSANDER, G. G., WHITEHAND, L. C., WEAVER, S. OLSON, J. & NEWHOUSER, M. 2008. Evaluation fo glyphosate for managing giant reed (Arundo donax). Invasive Plant Science and Management, 1: 248-254.





Curso de bioingeniería organizado por el proyecto Ricover en el Algarve.
Fotos: Jordi Camprodon.

4.9 DISTRIBUCIÓN DE LA CAÑA EN EL ALGARVE

DISTRIBUCIÓN DE LA CAÑA (*ARUNDO DONAX*) EN EL ALGARVE Y CONTRIBUCIONES PARA SU GESTIÓN

João Pinto y Sandra Correia
Administração da Região Hidrográfica do Algarve (ARH do Algarve). Rua do Alportel, nº 10, 2º, P-8000-293 Faro.
joaoeduardopinto@gmail.com

RESUMEN

La presencia de la caña *Arundo donax* L. en los hábitats ribereños originó, debido a su carácter invasor, diferentes problemas de difícil resolución en muchas regiones de clima templado a nivel global. Los efectos de la expansión de esta especie en los ecosistemas de ribera se hacen sentir en el ámbito de la competición con las especies autóctonas y en las alteraciones de las funciones y valores de los cursos de agua.

Un factor decisivo para implementar un programa de gestión de especies invasoras resulta de la capacidad de identificar, mapear y monitorizar esas especies. El presente trabajo permite conocer la situación de *A. donax* en las principales líneas de agua en el área de jurisdicción de la Administración de la Región Hidrográfica del Algarve.

La elaboración del mapa de distribución de *A. donax* se realizó mediante análisis, en ambiente SIG, de los ortofotomapas del año 2007. Esa información fue validada y corregida con el recurso a trabajos de campo, por muestreo, de acuerdo con las principales características geomorfológicas y de ocupación del suelo de la región.

Los datos recogidos permiten verificar la validez de la metodología utilizada y constatar el predominio de esta especie en más del 8,74% de las márgenes de los principales cursos de agua de la región, así como las desigualdades significativas de su distribución en el territorio.

Palabras clave: *Arundo donax*, especies invasoras, Algarve, mapas de distribución, ARH del Algarve, Proyecto Ricover.

ABSTRACT

DISTRIBUTION OF GIANT REED *Arundo donax* IN ALGARVE AND CONTRIBUTIONS TO ITS MANAGEMENT. The presence of giant reed *Arundo donax* L. in riparian habitats in many temperate regions globally has given rise, due to its invasive behaviour, to management problems of difficult resolution. The effects of the expansion of this species have huge effects on ecosystems because it competes with indigenous species and promotes the change of functions and values of rivers and streams.

A decisive factor for implementing a programme for managing invasive species results from the ability to identify, map and monitor these species. This work allows knowing the situation of *A. donax* in the main riparian habitats in the area of jurisdiction of the Administrations of Hydrographic Region of Algarve.

The distribution map of *A. donax* was made in the Geographic Information System using aerial

photographic coverage analysis (from 2007). The map has been validated and corrected with new data collected from fieldwork in accordance with the main geomorphologic characteristics and land occupation in the region.
The result using this methodology indicates that, at least 8.74% of the margins of the main rivers and streams are occupied with this species and that it is unevenly distributed in the territory.
Keywords: *Arundo donax*, invasive species, distribution maps, Algarve, ARH do Algarve, Ricover Project.

1. INTRODUCCIÓN

La caña *Arundo donax* es originaria de la parte oriental de Europa y Asia, templada y tropical (Perdue, 1958; Weber, 2003). Según la UICN (McWilliams, 2004), esta especie es una de las 100 plantas invasoras más peligrosas y nocivas a escala mundial por su capacidad de substituir a la vegetación nativa, en particular las especies de ribera típicas de los climas de tipo mediterráneo. Su presencia está diseminada por todo el país y se debió introducir por su interés en la agricultura, como sebe, material de construcción o para la fijación de taludes (Marchante, 2005).

Existen incontables evidencias de los problemas causados por la invasión de esta planta, en particular por la alteración de las condiciones ecológicas y de los procesos de sucesión natural en los ecosistemas ribereños, y su control traerá beneficios obvios en términos de hábitat de las especies nativas, protección contra fuegos y calidad y cantidad de agua disponible (Scott, 1994; Bell, 1997; Almeida & Freitas, 2001; Lawson *et al.*, 2005).

En el Algarve, se constata, por la simple observación de ríos y riberas, que esta planta está diseminada en el territorio. Su presencia, en particular en zonas urbanas y agrícolas, es causa de graves problemas en la gestión de las líneas de agua, como las alteraciones de los cursos de agua, inundaciones e, incluso, la destrucción de infraestructuras. La prevención de este tipo de eventos requiere limpiezas periódicas de manchas de esta herbácea en las zonas afectadas, con costes elevados para las administraciones locales y regionales. No hay perspectivas de que tales costes tengan repercusión en la disminución de la intensidad de estos fenómenos, ya sea por la limitación geográfica de dichas limpiezas, de carácter puntual, o por las propias características de resiliencia del *A. donax* referidas en la bibliografía (por ejemplo, Perdue, 1958; Meyer, 2000; McWilliams, 2004).
El objetivo de este trabajo consiste en la elaboración de un mapa de distribución de *A. donax* en las márgenes de las líneas de agua ubicadas en el área de jurisdicción de la Administración de la Región Hidrográfica del Algarve.

2. ELABORACIÓN DEL MAPA DE DISTRIBUCIÓN

Las líneas de agua analizadas corresponden a las categorías de primero, segundo y tercer orden de la clasificación decimal de las líneas de agua según el Índice Hidrográfico, lo que se traduce en cerca de 2.462,6 km. Fue utilizada la cobertura de la Red Hidrográfica, extraída a partir de los mapas militares de Portugal (IGeoE - Instituto Geográfico del Ejército).

Para la elaboración del mapa de distribución de *A. donax* se observaron 327 ortofotomapas resultantes de imágenes obtenidas en agosto/septiembre de 2007, elaborados por el IGP - Instituto

Geográfico Portugués. Puntualmente, fue necesario recurrir al análisis complementario de la Carta Militar de Portugal, a escala 1:25000, del IGeoE. El software utilizado fue el Kosmo Desktop - versión 1.2.1, disponible como software libre en http://www.saig.es/, y el ArcGIS - versión 9.2 (http://www.esri.com/).
El análisis de ortofotomapas comporta un conjunto de factores de error que es importante tener en cuenta, y cuya importancia varía de acuerdo con múltiples condicionantes locales o de medios:

Causas de la alteración del mapa de *A. donax* (subestimado o sobreestimado):

- Utilización de ortofotomapas obtenidos en 2007 (con 5 años de diferencia con relación a la actualidad).
- Errores de interpretación por parte del observador.
- Calidad variable de la imagen de los ortofotomapas (por ejemplo, debido a la sombra provocada por las nubes).

Causas para subestimar la extensión de *A. donax:*

- Existencia de campos agrícolas en el Algarve (no evaluados en este trabajo) con grandes extensiones de caña, especialmente nombradamente a lo largo de vallados y como cercados o sebes de separación de campos.
- Dificultad de visualización de pequeñas manchas de cañas.
- Cartografiar en SIG las manchas de cañas como líneas.
- Existencia de líneas de agua de pequeña dimensión y otras zonas húmedas con *A. donax* (por ejemplo, lagunas).
- Dificultad de diferenciar cañaveral en las dos márgenes en virtud de la pequeña anchura de la línea de agua (por ejemplo, en la cabecera de las riberas).
- Medidas de gestión con remoción de *A. donax* próximas a la fecha de la realización de las fotografías aéreas.

Causas para sobrestimar la extensión de *A. donax:*

- Grandes manchas de cañaveral pueden tener zonas no diferenciables en su interior con vegetación autóctona.

Para evaluar errores de marcación eventuales se realizaron dos procedimientos: un análisis por dos observadores de los ortofotomapas de un mismo tramo de una ribera con cerca de 51 km de extensión (Ribera do Beliche), y recorrer un tramo de ribera con aproximadamente 28 km de extensión (Ribera da Foupana) para la corrección de lo que se registró en SIG.

Las características de esta especie permiten la propagación de *A. donax* predominantemente a lo largo de líneas (en las márgenes, o en terrenos adyacentes) formando manchas monoespecíficas (Perdue, 1958; Bell, 1997; Benton *et al*, 2011). Esta tendencia al predominio de *A. donax* en las márgenes implica que las manchas observadas en el campo estén casi sólo compuestas por esta especie y, por lo tanto, minimiza el error de contabilizar otras especies de ribera en el interior de los cañaverales. Estas características de predominio y de linearidad han sido las razones para registrar el cañaveral como líneas, lo que permite también comparar su longitud con las riberas a las que están asociadas.

La caña está bien adaptada a ecosistemas ribereños perturbados y se dispersa vegetativamente, lo que normalmente sucede durante los períodos de mayor caudal de los cursos de agua (Bell, 1997). Así, la gestión de *A. donax* es esencialmente un problema interno de cada cuenca hidrográfica

que debe ser abordado desde la parte superior del río hacia la parte inferior. En este sentido, la unidad básica de análisis del presente informe es la designada “cuenca de agua intermedia”, área geográfica presentada en el Mapa de la Cuenca Hidrográfica de las Riberas del Algarve (2007). Se optó por estas áreas teniendo en cuenta las posibles necesidades de gestión de *A. donax* y de proyectos de restauración fluvial en una perspectiva de largo plazo y, por lo tanto, las acciones coherentes dentro de cada cuenca hidrográfica.

3. MAPA DE DISTRIBUCIÓN DE *ARUNDO DONAX*

De los 2.462,6 km de líneas y agua analizadas (4.925,3 km de márgenes) se identificaron 430,5 km lineales de manchas de *A. donax*, lo que corresponde a una ocupación del 8,74% de las márgenes (tabla 1; figura 1).

Tabla 1. Longitud total y porcentaje de *Arundo donax* en las subcuencas intermedias y longitud de las manchas de *A. donax* por subcuenca.

Cuenca unitaria	**Subcuenca intermedia**	Longitud río (m)	Longitud márgenes (m)	Longitud A. donax (m)	% *márgenes A. donax*	Tramos *A. donax*	Longitud media tramo (m)
Ribeiras da Costa Ocidental		**336653**	**673306**	**21990**	**3,3**	**545**	**40,3**
	Ribeira da Carrapateira	48500	97000	6883	7,1	135	51,0
	Ribeira de Aljezur	81807	163614	10646	6,5	266	40,0
	Ribeira de Seixe	145534	291068	2995	1,0	101	29,7
	Ribeiras de Costa	60812	121624	1467	1,2	43	34,1
Ribeiras da Costa Sul		**155121**	**310242**	**22512**	**7,3**	**355**	**63,4**
	Ribeira da Figueira	4754	9508	1377	14,5	19	72,5
	Ribeira da Torre	9644	19288	272	1,4	4	68,0
	Ribeira das Mós	13495	26990	760	2,8	13	58,5
	Ribeira de Benacoitão	12947	25894	3454	13,3	37	93,3
	Ribeira de Bensafrim	41003	82006	6186	7,5	102	60,6
	Ribeira de Budens	47226	94452	4781	5,1	110	43,5
	Ribeira de Vale Pocilgão	5195	10390	1496	14,4	28	53,4
	Ribeira dos Outeiros	6521	13042	3852	29,5	29	132,8
	Ribeiras de Costa	14336	28672	334	1,2	13	25,7
Ribeiras da Ria Formosa		**462735**	**925470**	**113516**	**12,3**	**1565**	**72,5**
	Ribeira da Almiranta	5369	10738	1091	10,2	18	60,6
	Ribeira da Luz	8158	16316	2004	12,3	17	117,9
	Ribeira da Meia Légua	6790	13580	1070	7,9	9	118,9
	Ribª das Fontes Santas	3772	7544	395	5,2	12	32,9
	Ribeira das Lavadeiras	2667	5334	2943	55,2	2	1471,3
	Ribeira de Alportel	112900	225800	36625	16,2	482	76,0
	Ribeira de Bela Mandil	16037	32074	2760	8,6	28	98,6
	Ribeira de Cacela	6332	12664	1461	11,5	23	63,5
	Ribeira de Marim	22241	44482	4155	9,3	60	69,3
	Ribeira de S. Lourenço	41493	82986	5872	7,1	49	119,8
	Ribeira do Álamo	6619	13238	3014	22,8	38	79,3
	Ribeira do Almargem	60232	120464	25595	21,2	530	48,3

	Ribeira do Arroio	6878	13756	2342	17,0	23	101,8
	Ribeira do Biogal	38993	77986	7597	9,7	66	115,1
	Ribeira dos Mosqueiros	16401	32802	1170	3,6	24	48,8
	Ribeiras da Ria Formosa	32151	64302	3486	5,4	36	96,8
	Ribeiro Afoga – Burros	5319	10638	538	5,1	5	107,6
	Ribeiro do Tronco	24495	48990	3107	6,3	46	67,5
	Rio Seco	45888	91776	8290	9,0	97	85,5

Cuenca unitaria	**Subcuenca intermedia**	Longitud río (m)	Longitud márgenes (m)	Longitud A. donax (m)	*% márgenes A. donax*	Tramos *A. donax*	Longitud media tramo (m)
Ribeiras da Zona Central		**394658**	**789316**	**71350**	**9,0**	**1295**	**55,1**
	Ribeira de Albufeira	21581	43162	3830	8,9	74	51,8
	Ribeira de Alcantarilha	116285	232570	10384	4,5	240	43,3
	Ribeira de Carcavai	42049	84098	2718	3,2	57	47,7
	Ribeira de Espiche	15459	30918	442	1,4	19	23,3
	Ribeira de Quarteira	170795	341590	52212	15,3	869	60,1
	Ribeiras de Costa	28489	56978	1762	3,1	36	49,0
Río Alvor		**137582**	**275164**	**28326**	**10,3**	**634**	**44,7**
	Río Alvor	137582	275164	28326	10,3	634	44,7
Río Arade		**502834**	**1005668**	**73309**	**7,3**	**1756**	**41,7**
	Ribeiras de Costa	523	1046	0	0,0	0	
	Rio Arade	502311	1004622	73309	7,3	1756	41,7
Río Guadiana		**473048**	**946096**	**99469**	**10,5**	**1720**	**57,8**
	Esteiro da Carrasqueira	14486	28972	1005	3,5	15	67,0
	Esteiro da Leziria	23818	47636	10017	21,0	161	62,2
	Ribeira de Beliche	50806	101612	30681	30,2	567	54,1
	Ribeira de Cadavais	4987	9974	2481	24,9	22	112,8
	Ribeira de Odeleite	202460	404920	38400	9,5	616	62,3
	Ribeira do Vascão	128027	256054	11702	4,6	250	46,8
	Rio Guadiana	48464	96928	5184	5,3	89	58,2
TOTAL		**2462531**	**4925062**	**430472**	**8,7**		

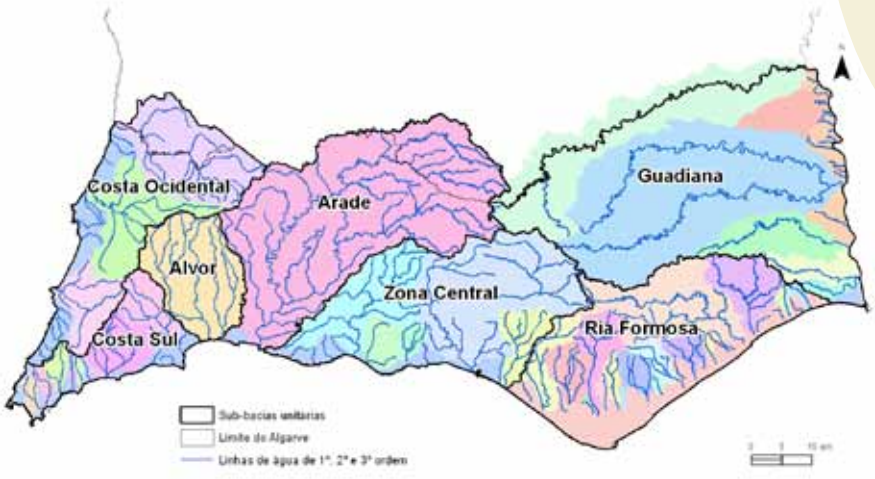


Figura 1. Delimitación de las cuencas de agua intermedias en el interior de las subcuencas unitarias (PBHRA, 2007).

Los resultados obtenidos en el trabajo de campo permitieron constatar que el error relativo a la interpretación de los ortofotomapas en la ribera recorrida fue un 14% superior al registrado en SIG. Se verificó también que la mayor parte de las manchas de cañaveral no registradas resultan de la dificultad de identificación de tramos de pequeña dimensión, algunas veces asociada a otro tipo de vegetación ribereña (sobre todo saucedas, tarayales y fresnedas) y debido a la aparición de nuevas manchas desde la fecha en el que fue realizado el vuelo. En relación con la lectura de los ortofotomapas de una misma ribera efectuada por dos observadores, la diferencia fue de un 0,7% del total de 31 km de *A. donax* registrado. Estos datos permitieron corregir la extensión de *A. donax* de ese curso de agua. Sin embargo, las condiciones ambientales existentes en el Algarve no permiten extrapolar este valor para otras líneas de agua, sobre todo aquellas que presentan diferencias considerables a nivel geomorfológico y de la vegetación ribereña (véase, por ejemplo, Pessoa, 1999; Pinto *et al.,* 2005; PBHRA, 2007), como son los casos de las líneas de agua que desaguan en el litoral sur o las existentes en la sierra de Monchique. Incluso los resultados generales apuntan a una subestimación del valor total de *A. donax*, teniendo en cuenta los factores de error referidos en el capítulo 2 de este texto y, en particular, a la dificultad de mapear las pequeñas manchas.

En términos de altimetría, el estudio indica que un 99,3% de las manchas del cañaveral registrado están por debajo de los 300 metros de altitud y un 93,8% por debajo de los 200 metros de altitud (tabla 2). Este dato deberá resultar de la menor presión antrópica que se hace sentir en los tramos aguas más arriba de las líneas de agua.

Tabla 2. Longitud de *Arundo donax* por clase de altimetría. Faltan aproximadamente 8 km de tramos de *A. donax* en la Ribera do Vascão por estar fuera del modelo digital del terreno utilizado.

Altitud	Longitud total (m)	% *A. donax*
0	658,82	0,16
0-9	66.017,32	15,62
10-24	103.125,06	24,40
25-49	46.014,44	10,89
50-74	46.958,83	11,11
75-99	35.660,00	8,44
100-199	98.020,46	23,19
200-299	23.198,38	5,49
300-499	2.949,33	0,70
500-699	12,32	0,00
Total	**422.614,95**	**100**

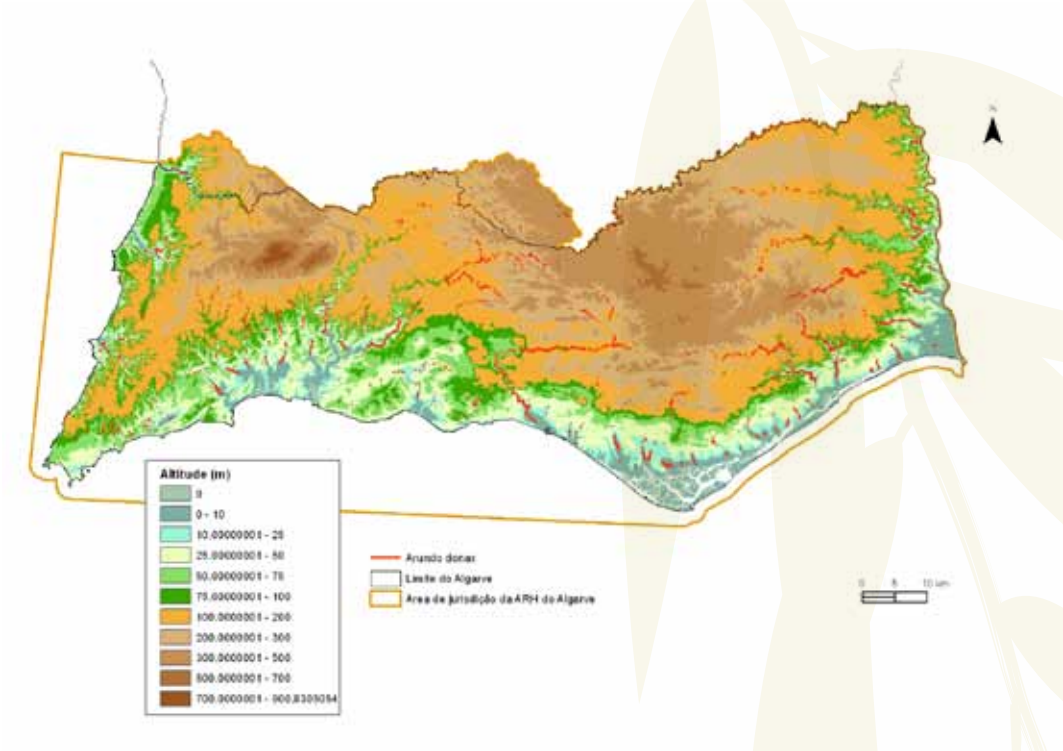


Figura 2. Modelo digital del terreno (proveído por el INAG en 2010) y distribución de *Arundo donax* en el Algarve.

En cuanto a la dimensión de las manchas registradas, se constata que las manchas de hasta 10 metros presentan poco significado (figura 3 y 4). Se verifica también que aproximadamente el 93% de *A. donax* está constituido por manchas de longitud inferior a 300 metros, y que la mayoría de los tramos de caña presentan dimensiones de hasta 50 metros (figura 3).

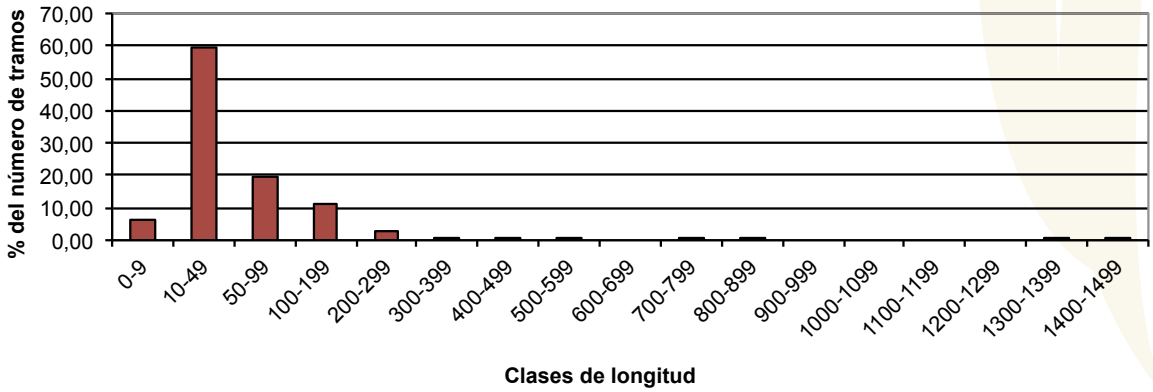


Figura 3. Distribución porcentual del número de manchas de *Arundo donax* de acuerdo con las clases de longitud consideradas (en metros lineales).

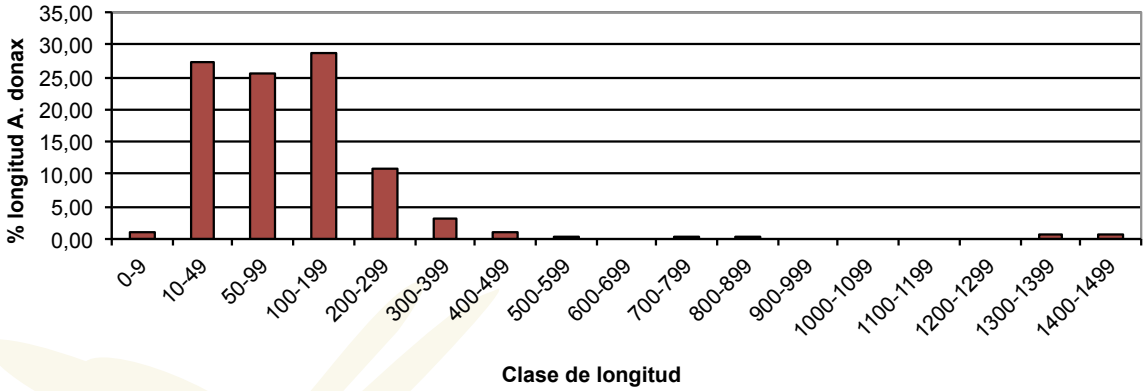


Figura 4. Distribución porcentual de la longitud de las manchas de *Arundo donax* de acuerdo con las clases de longitud consideradas (en metros lineales).

La presencia de *A. donax* en las regiones naturales (adaptado de SEA, 2007) refleja un panorama esperable de mayor predominancia en el litoral sur y en el Barrocal (figura 5), aunque este valor debe estar subestimado, pues en zonas agrícolas y urbanas se realizan cortes regulares de cañaveral como medida de gestión de las márgenes y, por lo tanto, algunos tramos podrán no ser observables en los ortofotomapas.

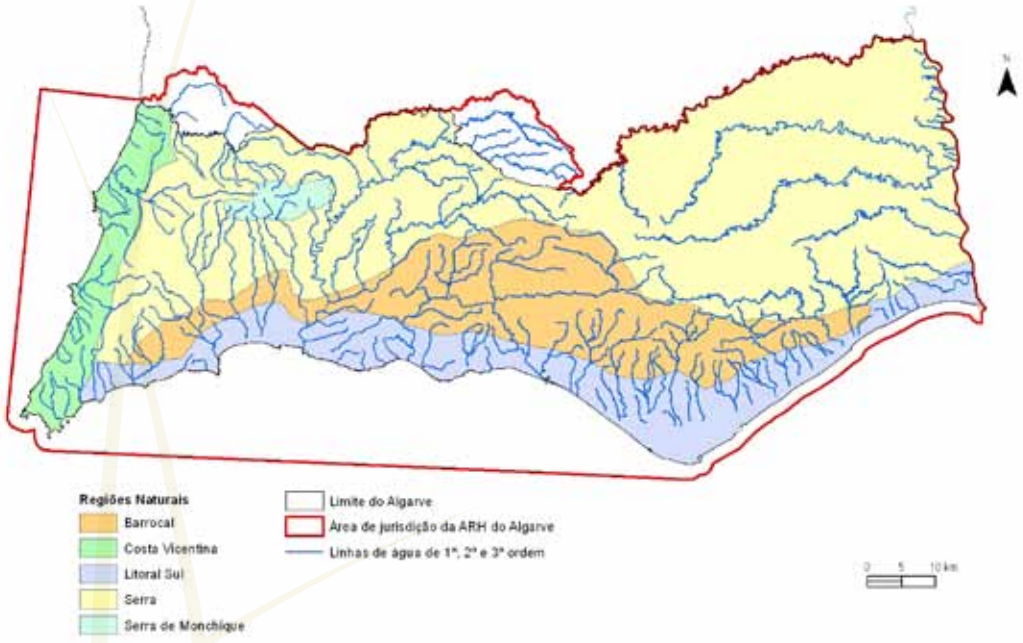


Figura 5. Regiones Naturales del Algarve (adaptado de SEA, 1998).

El mapa de ocupación del suelo, realizado con los datos de la iniciativa Corine Land Cover, de 2006, permite relacionar los principales tipos de ocupación de las márgenes y terrenos limítrofes con la presencia de cañaveral (figura 6). Los datos reflejan de forma evidente la importancia de la agricultura en la distribución de esta especie toda vez que el 84% del cañaveral registrado se encuentra en áreas de actividad agrícola (tabla 3).

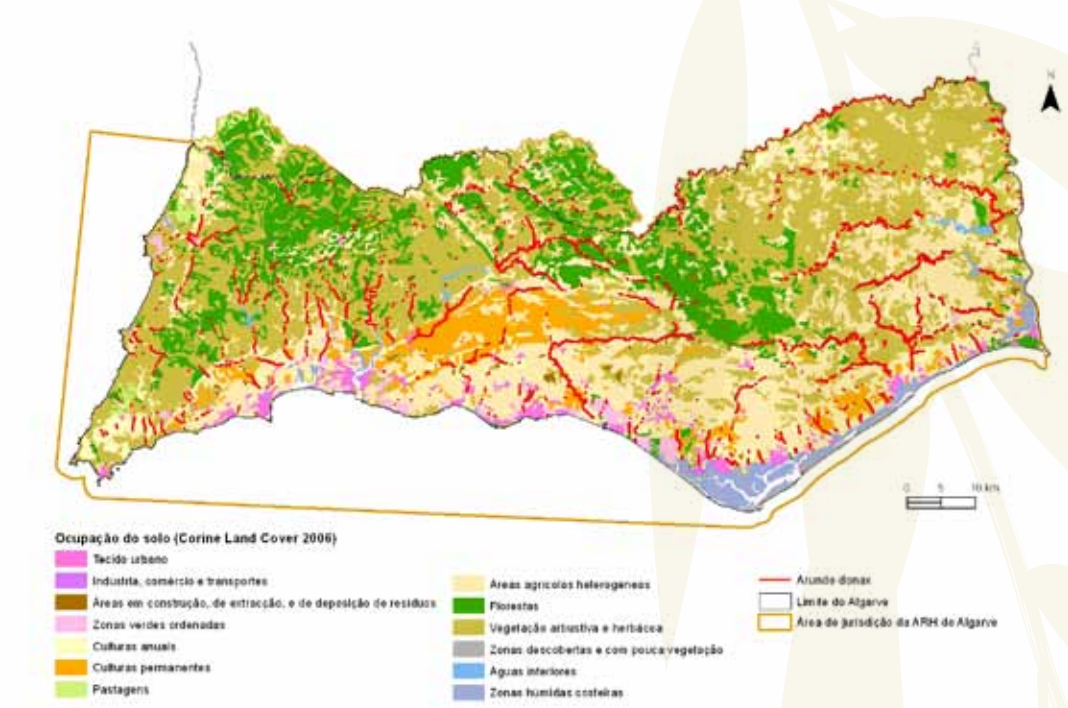


Figura 6. Representación de las manchas de *Arundo donax* sobre las clases de usos del suelo según la carta Corine Land Cover (2006).Leyenda: Tejido urbano / Industria, comercio y transportes / Áreas de construcción de extracción y de deposición de residuos / Zonas verdes ordenadas / Cultivos anuales / Cultivos permanentes / Pastos / Áreas agrícolas heterogéneas / Florestas / Vegetación arbustiva y herbácea / Zonas descubiertas y con poca vegetación / Aguas interiores / Zonas húmedas costeras / *Arundo donax* / Límite del Algarve / Área de jurisdicción de la ARH del Algarve.

Tabla 3. Longitud de líneas de agua y porcentaje de margen ocupada por *Arundo donax* en las Regiones Naturales.

	Longitud. (m)	Margen (m)	*A. donax* (m)	% *A. donax*
Barrocal	538.345	1.076.690	106.816	**9,92**
Costa Vicentina	154.115	308.230	16.317	**5,29**
Litoral Sul	371.518	743.036	84.540	**11,38**
Sierra	1.367.330	2.734.660	221.386	**8,10**
Sierra de Monchique	31.223	62.446	1.413	**2,26**
TOTAL	2.462.531	4.925.062	430.472	**8,74**

4. CONCLUSIONES

La dispersión de especies invasoras y exóticas en Portugal presenta una seria amenaza para los ecosistemas naturales (Almeida & Freitas, 2001; Marchante *et al.,* 2005). La caña está bien adaptada a ecosistemas ribereños perturbados y se dispersa vegetativamente, lo que normalmente sucede durante los períodos de mayor caudal de los cursos de agua (Bell, 1997). Así, la gestión de *A. donax* constituye esencialmente un problema interno de cada cuenca hidrográfica que debe ser abordado de aguas arriba hacia aguas abajo.

El presente trabajo viene a demostrar que la caña *A. donax* está diseminada por todas las cuencas hidrográficas del Algarve, con particular incidencia en litoral sur y en el Barrocal. La perturbación de la cubierta vegetal adyacente a las riberas como consecuencia de las prácticas agrícolas podrá ser uno de los principales factores de dispersión de esta planta a lo largo de las líneas de agua del Algarve, como parece demostrar la estrecha conexión entre los lugares con presencia de *A. donax* y la ocupación agrícola.

Se ha verificado que la mayor parte de las manchas de cañaveral no mapeadas resultan de la dificultad de identificación de tramos de pequeña dimensión y, en menor medida, a la aparición de nuevas manchas de esta especie entre el período de tiempo entre la obtención de la imagen y el momento presente. En términos generales, se considera que la metodología de registro de esta especie a través de ortofotomapas presenta buenos resultados. En términos de la escala de análisis, el presente mapa de distribución puede ser un valioso instrumento de diagnóstico a nivel regional, de cuenca o subcuenca.

5. CONSIDERACIONES FINALES

Aunque la presencia de *A. donax* sea menor en las zonas serranas, el estado de vegetación ribereña podrá presentar motivos de preocupación con relación a su "estado ecológico" en virtud de la presencia de plantaciones de eucalipto, invasión de otras especies exóticas, como, por ejemplo, acacias, o las alteraciones en las márgenes de los lagos resultantes de las grandes presas y también más de 4.000 pequeñas charcas de tierra identificadas por la ARH del Algarve, muchas de ellas con *A. donax*.

A pesar de que los datos proporcionen una perspectiva actual de la presencia de *A. donax*, estudios adicionales, con recurso al análisis de ortofotomapas de años anteriores y posteriores, proporcionarían valiosas informaciones sobre las tendencias de evolución en el territorio y, de este modo, sobre cómo adecuar una futura estrategia de control de esta especie.

Se considera todavía necesario realizar el análisis del coste-beneficio de control del cañaveral en el Algarve. La bibliografía consultada (por ejemplo, Seawright, 2009; Giessow *et al*., 2011) presenta resultados positivos teniendo como base los impactos como resultado de fuegos, la utilización del agua, la biodiversidad, el transporte de sedimentos o los costes provocados por inundaciones, entre otros.
Teniendo en cuenta el elevado grado de expansión de *A. donax* en el Algarve, se proponen tres prioridades en el control de esta especie:

- Reactivar programas de control que se hicieron puntualmente en los últimos años, transformándolos en programas a largo plazo, en el sentido de recoger informaciones en un período de tiempo más amplio
- Realizar acciones de control en sitios con bajo nivel de invasión, en el sentido de erradicar las poblaciones antes de volverse dominantes. De este modo, el coste de las acciones es menor y se evitan impactos futuros.
- Promover solamente acciones de control de sitios con *A. donax* si los impactos son significativos y existen garantías de condiciones operacionales y financieras para concluir estas acciones.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Sofía Delgado las sugerencias, correcciones al presente texto y también las incontables tareas en el ámbito de la coordinación del Proyecto Ricover en las actividades desarrolladas por la ARH del Algarve. Agradecemos también a nuestros compañeros Pedro Coelho y Edite Reis su apoyo en el trabajo de campo y a Ana Rodrigues su colaboración en el tratamiento de los datos en ambiente SIG, así como a Fernanda Pereira en la recopilación de los datos para la verificación del cañaveral en la Ribera do Beliche.

7. BIBLIOGRAFÍA

ALMEIDA, J. D. & FREITAS, H. 2001. A flora exótica e invasora de Portugal. *Portugaliae Acta Biol*., 19 (1-4): 159-176 (2000).

BELL, G. 1997. Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in Southern California. In Brock, J. H., Wade, M., Pysek, P., & Green, D. (ed.). *Plant Invasions: Studies from North America and Europe.* Pp. 103-113. Blackhuys Publishers. Leiden. The Netherlands.

GIESSOW, J; CASANOVA, J.; LECLERC, R.; MACARTHUR, R.; FLEMING, G. & GIESSOW, J. 2011. *Arundo donax (giant reed): Distribution and Impact Report*. California Invasive Plant Council (Cal-IPC). 239 pp.

HOSHOVSKY, M. 1996. *Element Stewardship Abstract: Arundo donax*. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.

LAWSON, D. M., GIESSOW, J. A. & GIESSOW, J. H. 2005. The Santa Margarita River Arundo donax control project: development of methods and plant community response. In Kus, B. E.& Beyers, J. L. (ed.). *Planning for Biodiversity: Bringing Research and Management Together*. Pp. 229-244. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-195. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.

MARCHANTE, H., MARCHANTE, E. & FREITAS, H. 2005. Invasive plant species in Portugal: an overview. In Brunel, S. (ed.). *International Workshop on Invasive Plants in Mediterranean Type Regions of the World*. Pp. 99-103. Council of Europe Publishing, Montpellier, France.

McWILLIAMS, J. D. 2004. *Arundo donax*. In *Fire Effects Information System*. U.S. Department of Agriculture. Forest Service. Rocky Mountain Research Station. Fire Sciences Laboratory.

MEYER, J. 2000. Preliminary review of the invasive plants in the Pacific islands (SPREP Member Countries). In Sherley, G. (ed.). *Invasive species in the Pacific: A technical review and draft regional strategy.* South Pacific Regional Environment Programme. Samoa. 190 pp.

PERDUE, R. E. 1958. *Arundo donax* - source of musical reeds and industrial cellulose. *Econ. Bot*., 12 (4):368-404.

PESSOA, F. 1999. *Algarve, paisagens e espaços naturais*. Comissão de Coordenação da Região do Algarve. Faro. 82 pp.

PINTO-GOMES, C. & PAIVA-FERREIRA, R. 2005. *Flora e Vegetação do Barrocal Algarvio (Tavira-Portimão)*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve. Faro. 354 pp.

Plano Regional de Ordenamento do Território do Algarve (PROT). 2007. http://www.territorioalgarve.pt

Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (PBHRA). 2007. http://ccdr-alg.pt

SEA. 1998. Carta de Ordenamento Biofísico do Litoral - Algarve (Tipos de Paisagem - P16). Secretaria de Estado do Ambiente / Serviços de Estudos do Ambiente (SEA/SEA).

SEAWRIGHT, E. 2009. *Select Economic Implications for the biological control of Arundo donax along the Rio Grande*. Thesis for the degree of Master of Science. Texas A&M University. 148 pp.

SCOTT, G. 1994. Fire threat from Arundo donax. In Jackson, N. E., Frandsen, P. & Douthit, S. (eds.). Arundo donax *workshop proceedings*. November 1993. Pp. 17-18. Ontario.





Ribera dominada por *Salix salviifolia*. Foto: André Fabiao.
Restauración fluvial con sauces en Fonte Benévola (El Algarve).
Foto: Jordi Camprodon.

4.10 CARACTERIZACIÓN GENÉTICA DE SALIX

CARACTERIZACIÓN GENÉTICA DE POBLACIONES DE *SALIX SALVIIFOLIA*: UN ESTUDIO PRELIMINAR EN LA REGIÓN DEL ALGARVE

F. Simões[1], Joana Bogim Guimarães[1], Diogo Mendonça[1], Carla Faria[2], André Fabião[2], António Albuquerque[2], Jesé Matos[1], Patrícia M. Rodríguez-González[2] y Maria Helena Almeida[2]

[1]INRB-INIA-GBM: Campus IAPMEI, Estrada do Paço do Lumiar, 22.1649-038 Lisboa, Portugal. fernanda.simoes@inrb.pt

[2]Centro de Estudos Florestais (CEF), Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa Tapada da Ajuda, P-1349-017 Lisboa, Portugal

RESUMEN

El conocimiento del componente genético y adaptativo de las especies ribereñas puede ser crucial para la definición de estrategias de recalificación. Algunas acciones de recalificación exigen el recurso a la plantación para facilitar la instalación de especies ribereñas que hayan perdido la capacidad de recolonización. Conocer y utilizar el material vegetal adecuado aumenta la tasa de viabilidad y asegura la preservación del patrimonio genético. La región del Algarve presenta una red hidrográfica compuesta por pequeñas subcuencas geográficamente aisladas entre sí que, a pesar de encontrarse en la misma región, evidencian diferencias significativas en sus condiciones ambientales. En el intento de encontrar áreas ambientalmente homogéneas, se procedió a una clasificación ambiental y se obtuvieron cinco áreas para toda la región del Algarve, correspondientes a las subcuencas B hidrográficas (costa occidental, Alvor, Arade, zona central y Guadiana) donde las poblaciones de *Salix salviifolia* Brot. tienen mayor representatividad. Con el objetivo de determinar la diversidad genética de la especie *Salix salviifolia*, se procedió a una recolección de muestras foliares para: (1) la identificación y validación de nuevos marcadores microsatélites en *Salix salviifolia*; y (2) el estudio preliminar de diversidad genética en individuos de *Salix salviifiolia* en una subcuenca del río Guadiana. Por primera vez se reporta la identificación y validación de nuevos marcadores microsatélites en *Salix salviifolia* y se revela un panel de microsatélites para su utilización en el estudio de diversidad genética de *Salix salviifolia*.

Palabras clave: *Salix salviifolia*, microsatélites, diversidad genética.

ABSTRACT

GENETIC CHARACTERIZATION OF *SALIX SALVIIFOLIA* POPULATIONS: A PRELIMINARY STUDY IN THE ALGARVE REGION. The study of the genetic and adaptive components of riparian species could be crucial for the definition of requalification strategies. Some requalification actions require a plantation strategy to promote the installation of riparian species that have lost the ability to re-colonize. The knowledge of suitable plant material increases the viability rate and ensures the preservation of the genetic patrimony. The Algarve Region presents a hydrographic network

composed by small sub-basins that have geographic isolation among them and, while sharing the same region, they show significant differences in their environmental conditions. Following an environmental classification, we were able to define five environmental homogeneous areas for the entire Algarve region, corresponding to the following sub-basins: Costa Ocidental, Alvor, Arade, Zona Central and Guadiana, where *Salix salviifolia* populations have higher representation. In order to determine the genetic diversity of *Salix salviifolia* populations, we have collected leaves that were DNA extracted for both (1) identification and validation of new microsatellite markers from *Salix salviifolia* and (2) preliminary study of genetic diversity on *Salix salviifiolia* individuals from a sub-basin from the Guadiana River. Herein is reported, for the first time, the identification and validation of new microsatellites from *Salix salviifolia* Brot. and also a panel of microsatellite loci is disclosed for using further in the study of *Salix salviifolia* genetic diversity.
Keywords: *Salix salviifolia*, microssatellites, genetic diversity.

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de los recursos genéticos es esencial para la conservación de las especies y del patrimonio natural, así como para la recalificación ambiental. Los estudios y proyectos desarrollados en las últimas décadas han contribuido de forma significativa al conocimiento de la vegetación ribereña y a la definición de estrategias de recalificación en el sudoeste europeo (Salinas *et al.*, 2000; Ferreira *et al*., 2007; Arizpe *et al.* 2008), así como a la toma de conciencia sobre la apremiante necesidad de conocer el componente genético y adaptativo de las especies ribereñas (Smulders *et al.*, 2008). En proyectos de recalificación, la plantación en áreas degradadas puede ser necesaria para facilitar la instalación de especies ribereñas que hayan perdido la capacidad de recolonización (Menges, 2008). La utilización de material vegetal de origen desconocido ha demostrado efectos catastróficos desde un punto de vista ecológico, pudiendo amenazar la sostenibilidad de las poblaciones locales y/o plantadas (Hufford & Mazer, 2003; Rogers & Montalvo, 2004). Es, por tanto, fundamental conocer las características genéticas (proveniencia) de las plantas a utilizar y la diversidad genética deseada en la población objetivo, en el sentido de optimizar la capacidad de recuperación natural ante situaciones de estrés o perturbación, maximizando de este modo su sostenibilidad a lo largo del tiempo. Para poder alcanzar estos objetivos, el primer paso es conocer la diversidad y la estructura genética de las poblaciones naturales.

Las técnicas moleculares son técnicas que se basan en el desarrollo de marcadores moleculares de ADN, que son entidades que poseen una naturaleza altamente polimórfica, herencia codominante (con determinación de estados de homocigosis o heterocigosis en individuos diploides), ocurren frecuentemente en el genoma y tienen un comportamiento selectivo neutral (las secuencias de ADN de un organismo son neutrales en condiciones ambientales). Y un ejemplo de ello son los microsatélites (SSR), que son marcadores que contienen secuencias repetitivas del genoma (por ejemplo, GAGAGA) cuya variación se traduce en el distinto número de unidades de repetición $(GA)_n$ de individuo a individuo.

El género *Salix* siempre presentó una gran dificultad en su clasificación taxonómica debido a la frecuencia de fenómenos de polimorfismo, hibridación e introgresión (Rechinger, 1992; Skvortsov, 1999). La especie *Salix salviifolia* Brot. es un endemismo del occidente de la Península Ibérica con reconocida variabilidad fenotípica, lo que ha llevado a algunos autores a establecer la existencia de

dos subespecies (Franco, 1971). Más recientemente, un estudio sobre las características fenotípicas de *Salix* sp en la región mediterránea de Portugal (Rodríguez-González *et al.*, 2003) ha revelado un elevado porcentaje de supuestos híbridos en *Salix salviifolia*, sugiriendo la necesidad de estudios genéticos para su esclarecimiento.

En este trabajo se reporta por primera vez la identificación y validación de nuevos marcadores microsatélites en *Salix salviifolia*, a través de la combinación de secuenciación masiva de ADN (*next gen*), recursos bioinformáticos que producen un vasto listado de posibles marcadores microsatélites y el test y validación de algunos de estos marcadores en *Salix salviifolia*. Se presenta también un estudio preliminar de diversidad genética en individuos de *Salix salviifolia* en la región del Algarve.

2. MÉTODOS

2.1. Determinación de las potenciales áreas de muestra

La región del Algarve presenta una red hidrográfica compuesta por pequeñas subcuencas que presentan un aislamiento geográfico entre sí y que evidencian diferencias significativas en sus condiciones ambientales. Para identificar áreas ambientalmente homogéneas, se procedió a una clasificación ambiental y se tuvieron en cuenta cinco áreas correspondientes a las sub-cuencas hidrográficas donde las poblaciones de *Salix salviifolia* tienen mayor representatividad: la costa occidental, Alvor, Arade, la zona central y Guadiana. La selección de los lugares de recolecta del material vegetal en cada subcuenca obedeció al criterio de que las poblaciones objetivo deben representar el gradiente aguas arriba/aguas abajo, revelar poca perturbación (elevado número de individuos distribuidos de forma continua) y no presentar más que una especie del mismo género.

2.2. Recogida de material vegetal

El muestreo de los individuos *Salix salviifolia* se efectuó en las 5 subcuencas identificadas. Los lugares de recogida se situaron en los cursos de agua considerados más relevantes en cada subcuenca, distribuidos tendencialmente por las zonas aguas abajo, intermedias y aguas arriba. En cada una de las zonas, se estableció una distancia variable entre los individuos de muestra, de 8 a 25 metros, con el objetivo de calcular la distancia mínima para la ausencia de parentesco. Todos los individuos fueron georeferenciados, habiéndose también registrado la distancia entre ellos y algunas características del hábitat. Con el fin de que permitiera abarcar toda la heterogeneidad de ambientes existentes en la región hidrográfica del Algarve, se recogieron muestras foliares de 239 individuos de la especie *Salix salviifolia* (figura 1). En este trabajo, se utilizaron individuos de todas las cuencas (n = 25) para la identificación y validación de nuevos marcadores microsatélites en *Salix salviifolia*. Para el estudio preliminar de diversidad genética en individuos de *Salix salviifiolia* en una subcuenca del río Guadiana se analizaron 22 individuos distribuidos a lo largo de la cuenca hidrográfica de la ribera del Odeleite según el gradiente aguas arriba/aguas abajo (8 en la zona de aguas arriba de la ribera del Odeleite, 9 en la zona intermedia de la ribera del Odeleite y 5 en la ribera de la Foupana, afluente en la zona aguas abajo de la ribera del Odeleite).

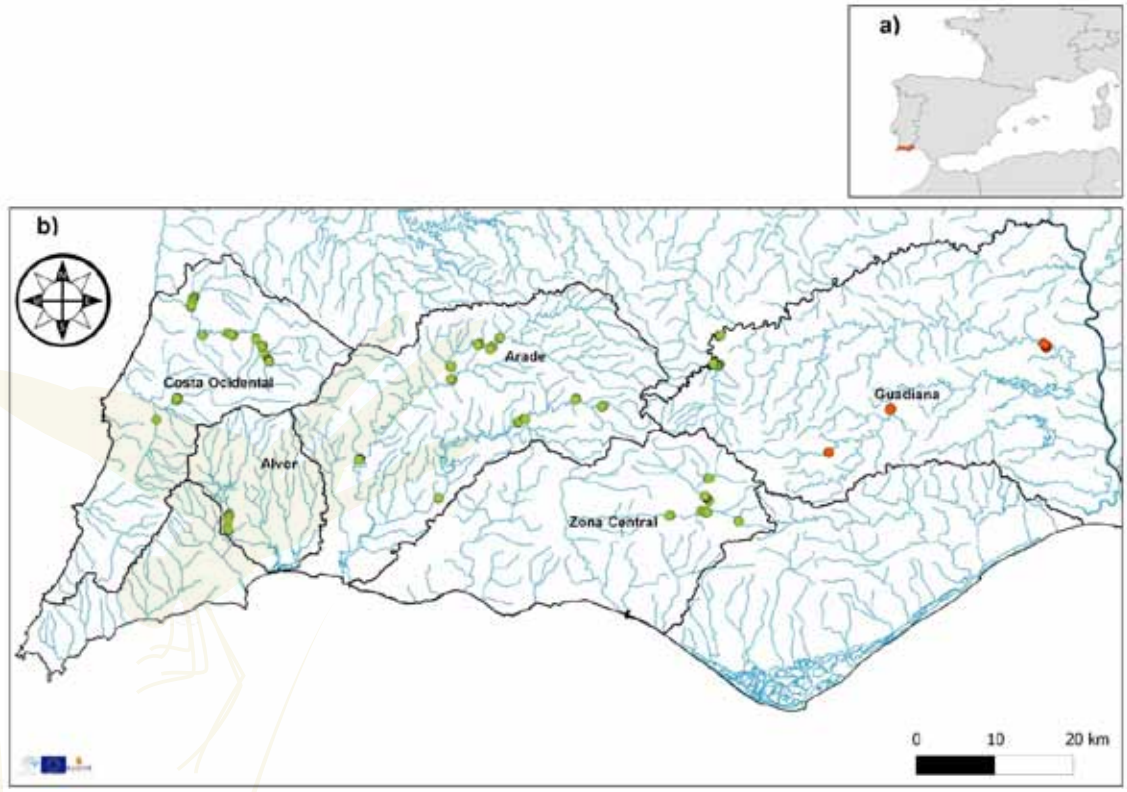


Figura 1. a) Localización de la región del Algarve en el mapa de Europa; b) Distribución de las muestras de *Salix salviifolia* en la región del Algarve. Las muestras de color naranja representan a los individuos de la subcuenca del Guadiana en la ribera de Odeleite (aguas arriba/intermedia) y la ribera da Foupana (aguas abajo).

2.3. Extracción del ADN

El ADN fue aislado a partir de hojas de las poblaciones de muestra de acuerdo con el protocolo recomendado por el fabricante de innuPREP Plant DNA Kit (analyticJena).

2.4. Secuenciación de ADN en plataforma 454 e identificación *in sillico* de locus microsatélite

Aproximadamente 500 µg de ADN de un individuo de la especie *Salix salviifolia* fue secuenciado parcialmente en la plataforma de secuenciación Roche 454 GS FLX. Las secuencias obtenidas fueron sujetas al software MSATCOMMANDER (Faircloth, 2008) para identificar secuencias que contuvieran las repeticiones di-, tri-, tetra-, penta- y hexanucleótidos. Se utilizó el software Primer 3 (Rozen and Skaletsky, 2000) para la concepción de iniciadores de PCR.

2.5. Test de amplificación para *locus* microsatélites

Se testaron 13 pares de iniciadores de PCR determinados *in sillico* para confirmar su capacidad de amplificación por PCR. Fueron preparadas reacciones convencionales de amplificación por PCR con 35 ciclos de amplificación con una temperatura de emparejamiento de 54 C. Cinco de los iniciadores de PCR de sentido directo que amplificaron con éxito se marcaron en la posición 5' con 6-FAM y Hex para el análisis en electroforesis capilar.

2.6. Caracterización de los marcadores microsatélites y test de transferibilidad

Cinco iniciadores marcados de los locus microsatélites provenientes de las secuencias de *S. salviifolia* y cinco pares de iniciadores marcados de locus microsatélites provenientes de *S. burjatica* (cv. Germany) (Barker *et al.*, 2003) (tabla 2) se utilizaron para analizar el genotipo de 25 individuos de todas las cuencas

seleccionadas de la región del Algarve. Los productos de PCR se obtuvieron en 5 mezclas de amplificación en multiplex utilizando el Qiagen PCR Multiplex Kit y fueron analizados en un Applied Biosystems 3730 DNA Analyzer. La determinación de los alelos se efectuó utilizando el programa GeneMapper 3.2 (Applied Biosystems). El mismo procedimiento se aplicó en la determinación de 22 genotipos en el estudio preliminar que se desarrolló en la sub-cuenca del río Guadiana en la cuenca hidrográfica de la ribera del Odeleite.

2.7. Determinación de la diversidad genética en la subcuenca del río Guadiana

Los parámetros de diversidad genética se determinaron utilizando el programa Genalex 6.4 (Peakall & Smouse, 2006).

3. RESULTADOS

3.1. Identificación de *loci* de microsatélites

La secuenciación masiva de ADN produjo cerca de 30.000 secuencias. El software MSATCOMMANDER identificó aproximadamente 5.000 secuencias con repeticiones microsatélites y el programa Primer 3 produjo un listado de posibles iniciadores de amplificación en *Salix salviifolia*. La tabla 1 muestra ejemplos de unidades de repetición identificadas y el tamaño esperado para el producto amplificado.

Tabla 1. Caracterización de *locus* microsatélites aislados de *Salix salviifolia*.

Locus	Unidad de repetición	Tamaño previsto (pb)
SSDI3	$[AG]_{10}$	176
SSDI4	$[GT]_{12}$	136
SSTRI2	$[CAT]_5TC[TCA]_3$	186
SSTRI4	$[TATT]_6$	212
SSTETRA2	$[AAAT]_8$	126

3.2. Caracterización de *locus* microsatélites de *Salix salviifolia*

Tras el test de amplificación de 13 pares de iniciadores en 10 individuos, se verificó que 11 presentaban señal de amplificación y polimorfismo de los *loci*. El análisis tras electroforesis capilar de cinco de estos *loci* reveló la presencia de alelos polimórficos en los 25 individuos de *Salix salviifolia* testados. Se evaluó también la transferibilidad a la especie *Salix salviifolia* de cinco *locus* de microsatélites aislados a partir de *S. burjatica* (cv. Germany) (Barker *et al.*, 2003). Los locus utilizados, el número de alelos encontrados en *Salix salviifolia* y el intervalo de tamaño de los alelos se muestran en la tabla 2. Todos los marcadores se revelaron polimórficos, con el número de alelos a variar de entre 2 a 21 en *Salix salviifolia*. La diversidad genética (heterocigótica esperada (H_e)) varió de 0,067 (*locus* SSTETRA2) a 0,785 (*locus* SSDI4). Los valores de H_e obtenidos para cada locus presentan valores comparables a los obtenidos anteriormente para sauces diploides (Barker *et al.*, 2003).

Tabla 2. Características de los *loci* de microsatélites utilizados en *Salix salviifolia*.

Locus	Referencia	Variación alélica (pb)	*Nº de alelos*	*He**	*Ho**
SB24*	Barker *et al.* (2003)	139-187	21	0,749	0,630
SB80*	Barker *et al.* (2003)	109-133	6	0,517	0,645
SB196*	Barker *et al.* (2003)	165-180	6	0,317	0,280
SB199*	Barker *et al.* (2003)	109-137	15	0,793	0,750
SB194*	Barker *et al.* (2003)	105-143	17	0,720	0,660
SSDI3	Este trabajo	175-183	5	0,507	0,272
SSDI4	Este trabajo	127-203	12	0,694	0,785
SSTRI2	Este trabajo	171-190	6	0,604	0,720
SSTRI4	Este trabajo	206-242	8	0,432	0,505
SSTETRA2	Este trabajo	109-117	2	0,067	0,075

*H_e- Heterocigotia esperada; H_o - Heterocigotia observada

La aplicación de este panel de microsatélites en un estudio preliminar de diversidad genética a los individuos de las dos riberas (Odeleite y Foupana) de la subcuenca del Guadiana revela en el análisis de componentes principales (ACP) la existencia de tres grupos coincidentes con las tres zonas de muestra en la cuenca. Los grupos I y II corresponden, respectivamente, a los individuos de la zona aguas arriba y de la zona intermedia de la ribera del Odeleite, y el grupo III corresponde a los individuos de la ribera de la Foupana, afluente en la zona aguas abajo de la ribera del Odeleite (figura 2).

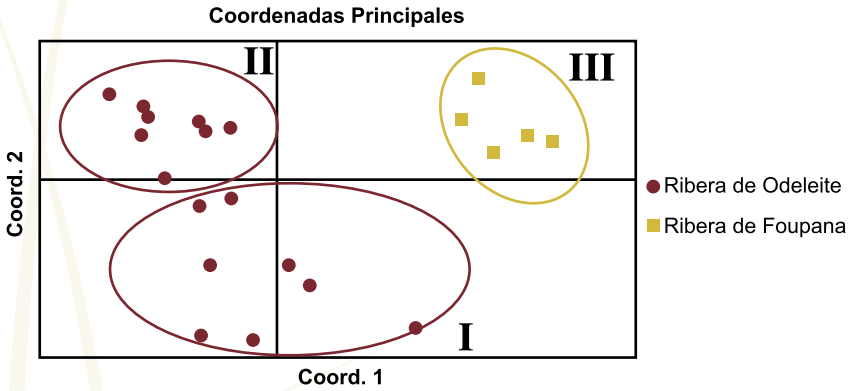


Figura 2. Análisis de componentes principales en los que cada punto corresponde a un individuo.

4. DISCUSIÓN

Este trabajo reporta por primera vez la identificación *in sillico* de *locus* de microsatélites en *Salix salviifolia*. La utilización de las nuevas tecnologías de secuenciación masiva de ADN revela megabases de secuencias de ADN y permite una rápida identificación de *locus* de microsatélites con algoritmos específicos. En este trabajo han sido testados 13 *loci* de *S. salviifolia*, pero están disponibles centenares de secuencias que han sido identificadas incluyendo SSRs y que serán testadas en trabajos futuros, y se ha realizado el análisis de polimorfismo de los nuevos *locus* entre individuos. La diversidad alélica encontrada entre los 25 individuos de *Salix salviifolia* permite la utilización de estos nuevos *loci* como marcadores moleculares de diversidad. Se ha verificado también la posibilidad de utilización de locus de microsatélites de otras especies de *Salix* en *Salix salviifolia*.

La diversidad genética encontrada en los individuos de cuencas hidrográficas de la región del Algarve con el panel de microsatélites testado fue equivalente a la referida en la literatura para otras especies diploides de *Salix* (Barker *et al.*, 2003). La utilización de este panel en el estudio preliminar de diversidad genética de poblaciones de *Salix salviifolia* en las dos riberas (Odeleite y Foupana) reveló poder de resolución en la diferenciación de poblaciones y será utilizado en el estudio de otros cursos de agua. El hecho de no haberse encontrado clones entre los individuos muestreados en la cuenca de la ribera del Odeleite, situados a una distancia de 8 a 25 m entre sí, constituye una importante información para el diseño de estrategias de muestreo en futuros estudios demogenéticos sobre la estructura espacial de poblaciones de *Salix salviifolia* o especies próximas. Adicionalmente a los marcadores microsatélites nucleares, está también prevista la utilización de marcadores para el genoma del cloroplasto. El ADN del cloroplasto posee algunas propiedades particularmente útiles una vez que no recombina (como el cromosoma nuclear) y es generalmente transmitido por vía materna en angiospermas (o sea, a través de la semilla) (Dumolin *et al*., 1995). La información contenida en los marcadores del cloroplasto puede, de este modo, revelar relaciones de parentesco, clonalidad, migración e hibridación, por lo que serán también utilizados para evaluar la diversidad en *Salix salviifolia*.

5. BIBLIOGRAFÍA

ARIZPE, D., MENDES, A. & RABAÇA, J. 2008. *Sustainable riparian zones. A management guide.* Generalitat Valenciana. 287 pp. www.ripidurable.eu

BARKER, J. H. A., PAHLICH, A., TRYBUSH, S., EDWARDS, K.J. & KARP, A. 2003. Microsatellite markers for diverse Salix species. *Mol Ecol Notes,* 3: 4-6.

FAIRCLOTH, B. 2008. MSATCOMMANDER: Detection of microsatellite repeat arrays and automated, locus-specifi c primer design. *Molecular Ecology Resources,* 8: 92-94.

DUMOLIN, S., DÉMESURE, B. & PETIT, R. J. 1995. Inheritance of chloroplast and mitochondrial genomes in pedunculate oak investigated with an efficient PCR method. *Theoretical and Applied Genetics,* 91: 1253-1256.

FERREIRA, M. T. (coord), AGUIAR, F. ALBUQUERQUE, A. & RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. 2007. *Directiva Quadro da Água. Avaliação da Qualidade Ecológica das Águas Interiores com base no Elemento Macrófitos. Relatório Final*. Contrato nº 2003/071/INAG. Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. 156 pp.

FRANCO, J. A. 1971. *Salix* L. *in* Nova Flora de Portugal Vol I. *Lycopodiaceae-Umbelliferae.* Lisboa.

HUFFORD, K. M., & MAZER, S. J. 2003. Plant ecotypes: Genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecology and Evolution,* 18: 147-155.

MENGES, E. S. 2008. Restoration demography and genetics of plants: When is a translocation successful? *Australian Journal of Botany,* 56: 187-196.

PEAKAL, R. & SMOUSE, P. E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes,* 6: 288-295.

RECHINGER K. H. 1992. Salix taxonomy in Europe – problems, interpretations, observations. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh B*, 98: 1-12.

RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. M., SERRAZINA, S., BUSCARDO, E., CAPELO, J. H. & ESPIRITO SANTO, D. 2003. Contribution for the taxonomical study of *Salix (Salicaceae)* in the Portuguese Mediterranean region. *Bocconea,* 16: 691-696.

ROGERS, D. L., & MONTALVO, A. M. 2004. *Genetically appropriate choices for plant materials to maintain biological diversity*. University of California. Report to the USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Lakewood, CO. 343 pp. http://www.fs.fed.us/r2/publications/botany/plantgenetics.pdf

ROZEN, S. & SKALETSKY, H .J. 2000. *Primer3 on the WWW for general users and for biologist programmers*. Humana Press. Totowa, New Jersey. USA.

SALINAS, M. J., BLANCA, G. & ROMERO, A T. 2000. Riparian vegetation and water chemistry in a basin under semiarid mediterranean climate, Andarax river, Spain. *Environmental Management,* 26: 539-552.

SKVORTSOV A. K. 1999. *Willows of Russia and Adjacent Countries: Taxonomical and Geographical Revision*. Joensuu University. Joensuu.

SMULDERS M. J. M., COTTRELL, J. E., LEFÈVRE, F. VAN DER SCHOOT, J. ARENS, P. VOSMAN, B., TABBENER, H. E., GRASSI, F., FOSSATI, T., CASTIGLIONE, S., KRYSTUFEK, V., FLUCH, S. BURG, K. VORNAM, B., POHL, A., GEBHARDT, K., ALBA, N., AGÚNDEZ, D., MAESTRO, C., NOTIVOL, E., VOLOSVANCHUK, R., POSPÍŠKOVÁ, M., BORDÁCS, S., BOVENSCHEN, J., VAN DAM, B. C., KOELEWIJN, H. P., HALFMAERTEN, D. IVENS, B., VAN SLYCKEN, J., VANDEN BROECK, A., STORME, V. & BOERJAN, W. 2008. Structure of the genetic diversity in black poplar (*Populus nigra* L.) populations across European river systems: Consequences for conservation and restoration. *Forest Ecology and Management,* 255: 1388-1399.





Proyecto Ríos en Cataluña. Plantación de especies de ribera con estudiantes en una isla del río Ter. Foto: Marc Ordeix.
Proyecto Ríos en Portugal. Acción de limpieza en el río Tinto. Foto: Pedro Teiga.

4.11 PROYECTO RÍOS

PROYECTO RÍOS: LA IMPORTANCIA DE LA PARTICIPACIÓN PÚBLICA EN LA RESTAURACIÓN Y LA RECUPERACIÓN FLUVIAL

Pedro Teiga
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Rua Dr. Roberto Frias, P-4200–465 Porto. pteiga@gmail.com

RESUMEN

El Proyecto Ríos está dedicado a la participación pública y a la formación ambiental en el dominio de la monitorización y recalificación de sistemas fluviales. En estas páginas se describe el origen del Proyecto Ríos y su implementación en Portugal, incluyendo las sus fases de desarrollo, las actividades desplegadas, los accesorios y la evolución de los grupos participantes, las mejoras constatadas y las potencialidades de un proyecto de este tipo.
Palabras clave: ríos, rehabilitación, participación ciudadana, civismo.

ABSTRACT

THE PROJECT RIOS: THE IMPORTANCE OF PUBLIC PARTICIPATION IN RIVER RESTORATION AND RECOVERY. The Project Rios is dedicated to public participation and societal awareness towards monitoring and requalification of river ecosystems. In this chapter we describe the origin of the Project and its implementation to Portugal, and the phases of development it took, the activities undertaken, the accessories used, the evolution and adherence of participant groups, the benefits observed and the potential of such a project.
Key words: Rivers, rehabilitation, public participation, civility.

1. INTRODUCCIÓN

La participación popular es fundamental en la restauración y recuperación fluvial. La involucración de ayuntamientos, empresas, asociaciones, escuelas, población local y agentes con diferentes intereses propicia el establecimiento de condiciones para la definición de proyectos para el desarrollo socioeconómico local, que es fundamental para la sostenibilidad de los recursos naturales. Las intervenciones en el espacio fluvial constituyen una oportunidad para promover las sinergias de intereses para hacer posible la Agenda Local 21 y el “pensar global, actuar local”, la Carta de la Tierra, la DMA y la Ley del Agua. Muchos de los problemas de los recursos hídricos son complejos y sólo se podrán mitigar con la ayuda de todos (Kollmuss & Agyeman, 2002; Proyecto-Ríos, 2008). Algunos estudios han constatado la falta de conocimiento, compromiso y participación popular en las diferentes problemáticas sociales donde los proyectos y estrategias de gestión de los recursos hídricos se encuadran, sea a nivel de los responsables y técnicos, sea al de la comunidad en

general (Lima, 2006; Schmith *et al.,* 2009).
Dada la necesidad de promover la participación ciudadana en el ámbito nacional, se desarrolló y se adaptó una herramienta internacional de participación pública (el Proyecto Ríos) al contexto nacional portugués. Esta herramienta fue elaborada para facilitar los procesos de participación ciudadana en procesos de restauración o de rehabilitación fluvial.

La investigación efectuada en los muestreos de campo, estudios de caso o cuestionarios, constata la reducida participación popular y el escaso compromiso de la sociedad portuguesa en las cuestiones sobre recursos hídricos, en especial en proyectos e intervenciones de rehabilitación de ríos y riberas. Estos aspectos fueron las premisas para el desarrollo del Proyecto Ríos en Portugal, con objetivos específicos como:

- Desarrollar una herramienta de apoyo a la participación ciudadana en procesos y proyectos de rehabilitación de ríos y riberas que facilite la comunicación entre técnicos y la población en general para la implementación de la Directiva Marco del Agua.
- Crear una metodología de trabajo cualificada y científica de monitorización y observación de campo que permita reconocer los problemas y las causas de degradación ribereñas, fomentando el voluntariado, así como proponer/contribuir con alternativas para la solución de los ecosistemas ribereños.
- Elaborar una metodología para involucrar de forma directa y activa la sociedad civil en la defensa de los ecosistemas ribereños, sin discriminación de edad, género, religión, nivel de escolaridad, nivel económico o cultural.

2. EL PROYECTO RÍOS

El *Projecte Rius* fue lanzado en Cataluña por la Associació Hàbitats en 1997, y desde entonces ha demostrado ser un éxito (Projecte Rius, 2010). Se estableció un protocolo para su adopción en el territorio portugués entre ASPEA (Associação Portuguesa de Educação Ambiental) y la Associació Hàbitats per al *Projecte Rius Catalunya* (Proyecto-Ríos, 2008).

Para la implementación del proyecto, se adaptó al contexto portugués el material y la metodología del Proyecto Ríos de Cataluña y la versión aplicada a la región de Galicia. Para la validación del Proyecto Ríos, se realizaron tests de aplicabilidad y evaluación que permitieran desarrollar una herramienta práctica, útil, de bajo coste, con dinámica de grupos, accesible y que permitiese recopilar información e involucrar activamente a los participantes en la promoción y rehabilitación de ríos y riberas.

En Portugal, el Proyecto Ríos se inició en 2006 y, actualmente, su coordinación está a cargo de la Asociación Portuguesa de Educación Ambiental (ASPEA), con el apoyo de la Liga para a Proteção da Natureza (LPN), reforzando los eslabones entre ONG del área ambiental. Su implementación está coordinada por una dirección técnica constituida por un coordinador nacional y un técnico del área logística. Este proyecto también está promovido por las siguientes entidades: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), Associação de Professores de Geografia (APG); CEG/DG FLUL - Centro de Estudos Geográficos/Departamento de Geografía de la Faculdade de Letras da Universidade de Lisboa e INAG - Instituto da Água. Están también involucradas en la implementación del Proyecto Ríos, en territorio nacional, diversas entidades institucionales (ARH,

ayuntamientos, Juntas de Freguesia -NdT: Junta de Freguesia es una figura jurídica inexistente en España que corresponde a Parroquia-, escuelas, empresas, asociaciones, organizaciones no-gubernamentales (ONGs) y la población en general.

La ejecución sobre el terreno (salidas de campo y planificación de acciones de mejoría y divulgación) está apoyada por los monitores del Proyecto Ríos en colaboración con su dirección técnica. Los grupos del Proyecto Ríos están constituidos por un responsable, un técnico de apoyo, un patrocinador y por los miembros participantes del grupo.

El Proyecto Ríos se asienta sobre tres pilares fundamentales: valorización y promoción de la educación ambiental para conocer mejor los ecosistemas acuáticos, fomentar la participación pública en la protección y resolución de los problemas de los ecosistemas ribereños y promover el voluntariado para la adopción de tramos de ríos y riberas de ámbito local. Este proyecto pretende, simultáneamente, desencadenar un conjunto de actividades experimentales de educación ambiental y participación popular para cooperar en la implementación de la DMA y contribuir en la implantación de procesos de rehabilitación de ríos y riberas.

El Proyecto Ríos tiene como objetivo la adopción y monitorización de un tramo de río o ribera, de modo que promueva la sensibilización de la sociedad civil hacia sus problemas y la necesidad de protección y valoración de los sistemas ribereños. El Proyecto Ríos tiene como principal objetivo implementar un plan de adopción de 500 metros de un tramo de un río o ribera por grupos de voluntarios organizados con una metodología de intervención definida. Para ayudarlos en esta tarea, se suministra un kit didáctico a cada grupo del proyecto.

Los grupos se inscriben en este proyecto voluntariamente y de forma gratuita, y actualmente están afiliados municipios, empresas, escuelas (desde la enseñanza preescolar hasta la universidad superior), escultistas, asociaciones (culturales, de pescadores, de agricultores, de cazadores, etc.), ATL (Actividades de Tiempo Libre), residencias de ancianos, amigos, familias y la población en general, en el sentido de conocer y monitorizar un río de su región.

3. METODOLOGÍA DEL PROYECTO RÍOS

El proyecto obedece a una metodología estandarizada de observación simple, rigurosa, de fácil aplicación y desarrollo. El proyecto se ejecuta en tres fases, de forma que facilite la implementación de las herramientas necesarias para conocer y mejorar el río.

La primera fase (inscripción, selección del tramo) se centra en la capacidad de todos los interesados para poder ser voluntarios y participar activamente en la red nacional del Proyecto Ríos. La adhesión a este proyecto requiere la realización de la ficha de inscripción con el registro del tramo (500 metros) del río a adoptar y de las personas asociadas.

La segunda fase (salidas de campo de pormenor) consiste en la observación directa del tramo seleccionado por los voluntarios, con acompañamiento, en las tres primeras salidas, de un monitor especializado en el Proyecto Ríos, donde se aplica la metodología definida. Se establece el compromiso, a través del responsable del grupo, de la observación con el análisis de los parámetros fisicoquímicos, biológicos, hidrogeomorfológicos,

uso de terrenos marginales, biodiversidad, disfunciones, tradiciones y patrimonio cultural y arquitectónico, por lo menos dos veces al año. Los registros son anotados en la guía de campo, concebida a tal efecto. Esta salida dura, como mínimo, una hora y media. Los registros se derivan al responsable, que rellena la base de datos en línea y de retorno (*feedback*) a los grupos (Proyecto Ríos, 2008).

La tercera fase consiste en la adopción del río. Esta adopción se basa en el conocimiento adquirido de los valores y potencialidades del ecosistema ribereño local, con acciones inmateriales (divulgación, sensibilización para un público específico o general) y acciones materiales, desarrolladas normalmente junto al tramo adoptado y que promociona su mejoría (plantación de árboles, remoción de residuos y escombros, limpieza de márgenes, rehabilitación de un azud o molino o desembarazo de obstáculos que pongan en riesgo estructuras hidráulicas, etc.). Cada grupo o conjunto de grupos, con el apoyo del responsable de los grupos, de monitores del Proyecto Ríos y de colaboradores (formales e informales) desarrollan actividades de preservación de los ecosistemas, establecen nuevas colaboraciones con el poder local, empresas, entes privados o asociaciones para la solución de los impactos detectados, además de actividades de preservación o rehabilitación de ríos y riberas. Para facilitar la implementación de esta metodología estandarizada, se definieron etapas para realizar los procedimientos experimentales (figura 1):

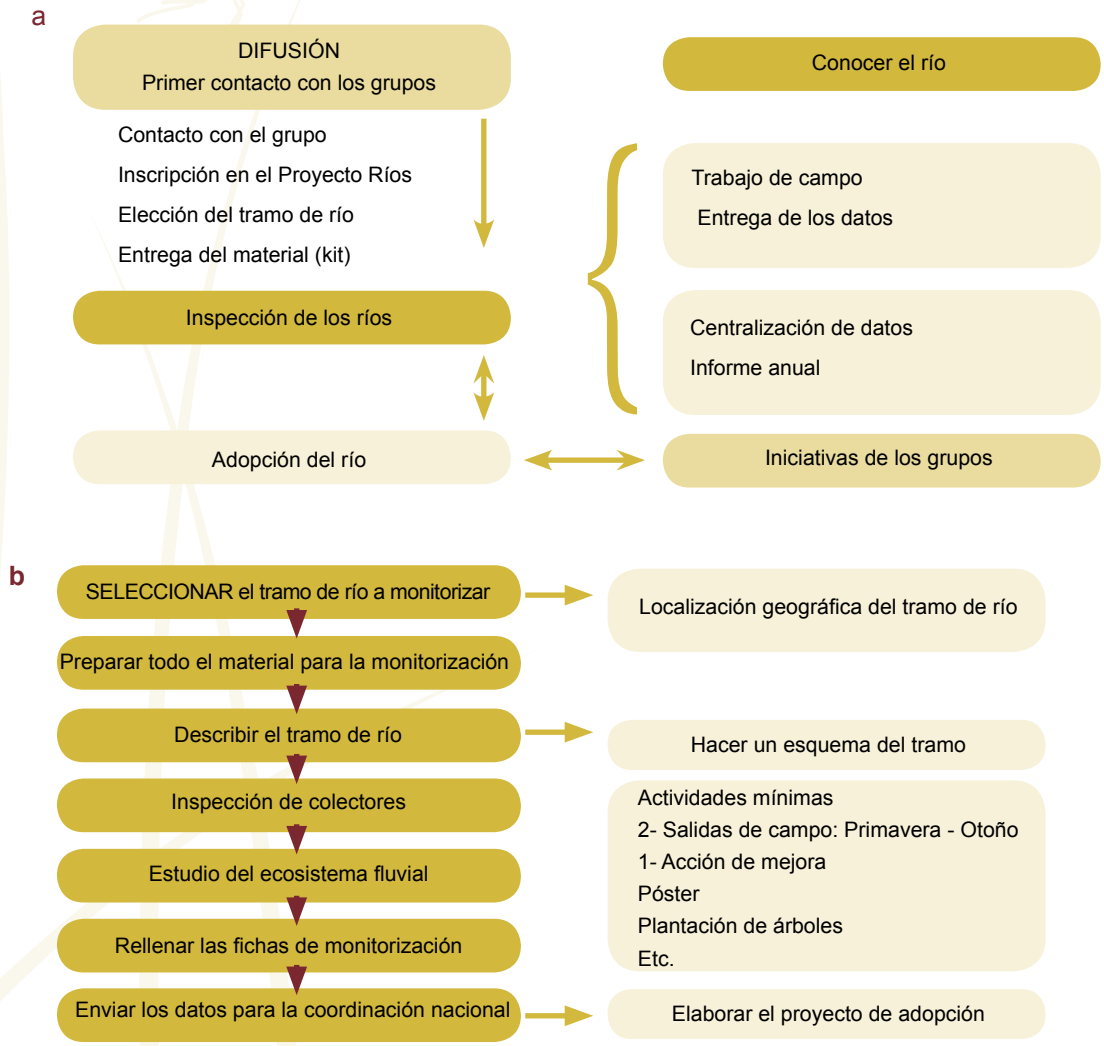


Figura 1. a) Fases de implementación del Proyecto Ríos; b) Etapas para realizar la monitorización según el Proyecto Ríos (Projecto-Rios, 2008).

4. ACCESORIOS DEL PROYECTO RÍOS

Los materiales que componen el kit del Proyecto Ríos son: fichas de campo; 38 fichas de identificación, la declaración de compromiso; 1 caja; el manual del Proyecto Ríos; una lupa y una pinza; lápiz y goma; cintas de medición de pH, nitratos e nitritos; un termómetro; cintas métricas; retel y portapapeles.

Las fichas de identificación del Proyecto Ríos en Portugal están clasificadas por los grupos temáticos: Anfibios; Árboles y arbustos *; Aves *; Mariposas *; Catástrofes *; Setas *; Disco de *Secchi*; Estado de salud del rio; ISQVR – Índice Simplificado de la Calidad de la Vegetación del Río; Líquenes *; Macroinvertebrados; Mamíferos; Patrimonio etnográfico; Peces; Plantas acuáticas; Reptiles; Ríos de Portugal *; Rocas *; Siluetas *; tabla de símbolos uniformizados. * Fichas desarrolladas para Portugal (figura 2).



Figura 2. Ejemplo de fichas de campo del Proyecto Ríos (Projecto-Rios, 2008).

5. FUNCIONAMIENTO

La aplicación práctica de este proyecto proporciona la implementación de una red nacional de evaluación de la calidad del estado de los ríos y riberas a través de la observación y monitorización de diferentes tramos de ríos, además de incentivar el aprendizaje y la valoración de la importancia de las líneas de agua. Permite establecer sinergias de cooperantes para el desarrollo de actividades de educación ambiental, participación ciudadana e investigación para la conservación y rehabilitación de los recursos fluviales, siendo posible con la implementación del Proyecto Ríos desarrollar objetivos específicos.

La elección del medio escolar para testar la aplicabilidad del Proyecto Ríos en el contexto nacional se debió a la diversidad de las características disponibles en esa comunidad, como son los distintos niveles de organización (profesores, alumnos, funcionarios, responsables, asociaciones de padres y madres y familiares de los alumnos); una elevada heterogeneidad de edades; diferentes niveles de conocimiento y sensibilidad para el aprendizaje; la adhesión y la capacidad de cambio y la posibilidad de conexión con las comunidades locales en el proceso y en las cuestiones relacionadas con los recursos hídricos. En este proceso de mejorías se adaptaron e incorporaron diferentes técnicas pedagógicas y científicas (Fernández & Ruipérez, 2007; Pinto *et al.*, 2010).

El plan de formación de monitores del Proyecto Ríos faculta y dota a los formados de competencias para conocer las potencialidades y limitaciones de los materiales del Proyecto Ríos, mientras que auxiliares pedagógicos desarrollan aptitudes para identificar, seleccionar y utilizar de forma adecuada las herramientas del Proyecto Ríos para planificar y realizar una salida de campo de monitorización. Además, les permite proyectar y programar planes de actuación para la adopción de tramos de ríos

y riberas, establecer contactos para colaboradores y patrocinadores, hacer una buena recogida de datos y divulgación en el ámbito de este proyecto.

Se estableció una metodología de caracterización e indicadores de evaluación del estado de la calidad y funcionamiento del ecosistema ribereño, así como su interacción con la comunidad local. Como herramientas de apoyo al Proyecto Ríos se han desarrollado, además, una página Web, un blog, una página en Facebook, y se ha creado una base de datos con una lista de correos electrónicos y con informaciones/actividades que puedan involucrar a los grupos. Los grupos podrán, además, desempeñar tareas optativas para su automotivación y compartir sus resultados dentro de la red del proyecto o con la comunidad en la que estén incorporados.

Se definió, para el Proyecto Ríos, una metodología de caracterización e indicadores de evaluación del estado de la calidad de funcionamiento del ecosistema, así como de su interacción con la comunidad local. Los datos son introducidos en una base de datos que es compartida por los grupos afiliados a este proyecto.

Con la monitorización de campo del Proyecto Ríos es posible, de forma simplificada, recoger informaciones del estado de la calidad del agua, del bosque ribereño, del grado de construcciones en las márgenes, del estado del hábitat y de la observación de la biodiversidad con la posibilidad de registro de cerca de 150 grupos taxonómicos. En la recogida de información de campo incluso es posible obtener datos sobre catástrofes, patrimonio cultural edificado, tradiciones, costumbres y leyendas, que serán registrados en la base de datos.

En las salidas de campo es posible, además, trabajar contenidos escolares intra-curriculares, de acuerdo con el plan de estudios, así como desarrollar dinámicas de grupo y trabajo responsable, experimental y de investigación. Se podrán desarrollar actividades lúdico-pedagógicas que contribuyan a los objetivos propuestos. Las actividades se desarrollarán y se registrarán, siempre que resulte posible, por los participantes.

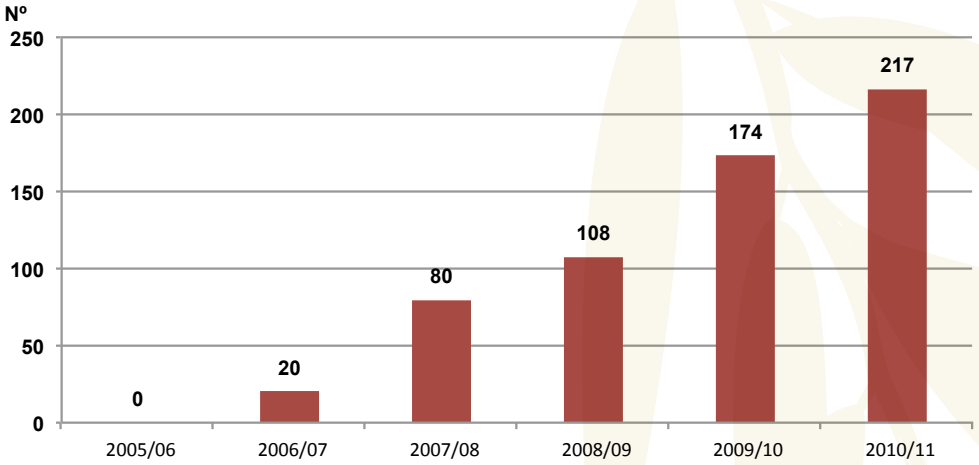
Cada grupo asume el compromiso y la responsabilidad de vigilancia, caracterización y protección del tramo de curso de agua que ha seleccionado. Se considera que tanto las pequeñas actividades materiales como las grandes actuaciones materiales forman parte de la adopción y de las acciones de mejora de los ríos. Cada grupo debe culminar por lo menos una acción de mejora al año.

6. EVOLUCIÓN DEL PROYECTO RÍOS

A finales de 2010, el Proyecto Ríos integraba 217 grupos y 17 distritos en 77 municipios, y una región autónoma (Azores). El distrito de Porto fue el que presentó mayor número de grupos (76), seguido de Viana do Castelo (30) y Leiria (19). El Concelho de Viana do Castelo (NdT: Concelho es una figura jurídica que podría ser traducida por ayuntamiento), con 23 grupos, es el más representativo, seguido de Vila do Conde y Matosinhos, con 17 grupos inscritos en el Proyecto Ríos.

En el período de 2006 a 2010 se han realizado salidas de campo y se han celebrado conferencias que involucraron a un total de más de 24.000 participantes. Se han realizado conferencias, más de 600 salidas de campo y más de 700 acciones de mejoría de tramos de ríos y riberas en ese período (Figuras 3 y 4).

a



b

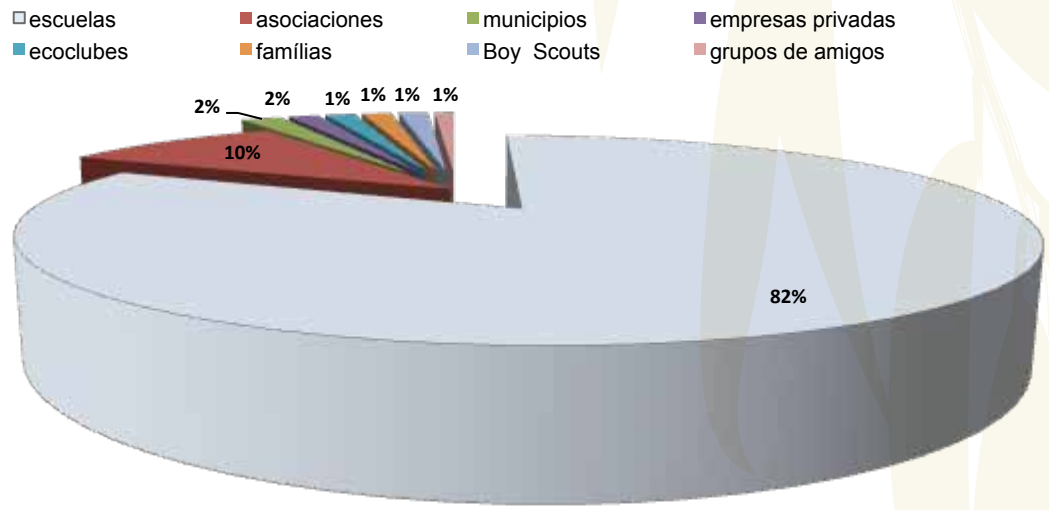


Figura 3. a) Evolución del número de grupos por año; b) Distribución de los grupos y correspondiente tipología de 2006 a 2010.

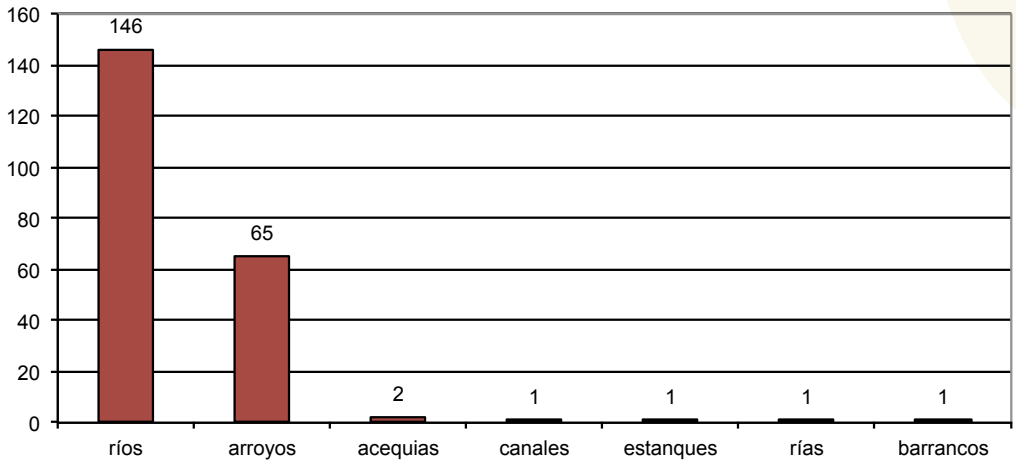




Figura 4. a) Distribución de los grupos por tipología de curso de agua; b) Grupo de Labra, al comienzo de la salida de campo, en 2009. Foto: Pedro Teiga.

Los grupos materializaron actividades que contribuyen de forma directa o indirecta a la mejora del conocimiento de comportamientos individuales y colectivos que puedan mejorar las líneas de agua, incluyendo la constante sensibilización de la población en las diferentes salidas de campo.

Como ejemplo de actividades desarrolladas por los grupos del Proyecto Ríos de 2006 a 2010 tenemos: acciones de limpieza, plantaciones de árboles y mantenimiento y conservación del espacio ribereño; organización, divulgación y participación en jornadas públicas; sensibilización e involucración de cooperantes y responsables del medio hídrico para conocer los problemas actuales de su río y definición de soluciones; escribir y escenificar obras de teatro, poemas, cuentos, cartas, noticias…, y realización de marchas a lo largo del río/tramo (figura 5).



Figura 5. Ejemplo de actividades desarrolladas de salida de campo: a) En el río Paiva; b) En el río Alviela; c) Marcha por el río Tinto. Foto: Pedro Teiga.

Uno de los retos de divulgación del proyecto pasa por el uso de las nuevas tecnologías de información para la participación de la población. Entre las actividades desarrolladas, se encuentra el sitio del Proyecto Ríos (http://www.projectorios.org).

Para reconocer y dar el retorno (*feedback*) del trabajo realizado por los grupos, promover la motivación y dinamizar los grupos participantes, patrocinadores, cooperantes y monitores del Proyecto Ríos, se organiza anualmente el *Encontro Nacional do Projecto Rios*, E*ncontros de Monitores do Projecto*

Rios, *Acampamentos do Projecto Rios*, y se organizan jornadas, *workshops* y marchas.
La herramienta del Proyecto Ríos fue objeto de evaluación en 2009, en el contexto nacional, por el jurado de la candidatura del *Green Project Awards*, donde obtuvo el galardón de Mención de Honor. La APA (Agência Portuguesa do Ambiente) y el Comisariado Nacional del Año Europeo del Voluntariado reconocieron y distinguieron este proyecto en el área del voluntariado ambiental en el año 2010.

Las autoridades locales se mostraron receptivas a la idea de que grupos de voluntarios estén involucrados en procesos de adopción de tramos de ríos y riberas. En varios municipios se inició el proceso de aplicación de una estrategia integrada para implementar el Proyecto Ríos en su territorio.

7. CONCLUSIONES

El Proyecto Ríos se asume como una herramienta de trabajo que tiene en cuenta la sensibilización de la población, la promoción de la participación ciudadana y la preservación o la rehabilitación de los ríos y las riberas locales respetando los principios y objetivos de la Directiva Marco del Agua (DMA) y la Ley del Agua.

Este proyecto se ha desarrollado tras la determinación de una estrategia nacional de implementación, de formación de colaboraciones de organización y de apoyo de los grupos, teniendo como base la idea originaria de Cataluña e integrando la Red Ibérica del Proyecto Ríos. El Proyecto Ríos tiene como aplicación práctica la adopción de tramos de ríos o riberas en régimen de voluntariado, con la utilización de una metodología específica estandarizada con carácter científico. El Proyecto Ríos identifica disfunciones de los cursos de agua, potencia las sinergias y valores para rehabilitar los ríos y riberas en interacción con las poblaciones. Este proyecto materializa su máxima, “El Proyecto Ríos une a personas y une ríos”, y forma parte del proceso y de las soluciones de participación popular siempre que promueva la identificación, facilite información, disemine conocimiento, diagnostique, monitorice y tenga actuación práctica en la rehabilitación en los ríos y riberas con acciones de mejoría.

8. BIBLIOGRAFÍA

FERNÁNDEZ, B. & RUIPÉREZ, M. 2007. *Guía para el diseño y ejecución de programas de voluntariado ambiental en ríos y riberas*. Madrid: WWF/Adena.

KOLLMUSS, A. & AGYEMAN, J. 2002. *Mind the gap: Why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behaviour?.* Environmental Education Research. vol.8, nº 3. 239-260.

LIMA, A. V. 2006. *Os portugueses e o ambiente. Viver a natureza, pensar o desenvolvimento.* Lisboa: ISCTE/ICS-UL.

PINTO, P., MATOS, M. D., NASCIMENTO, J., CARVALHO, S. & ALVES, C. 2010. Volunteer monitoring of water quality under an educational programme. In Sens, M. L. & Mondardo, R. I. *Science and Technology for Environmental Studies. Experiences from Brazil, Portugal and Germany*. Pp. 153-163.

PROJECTO-RIOS. 2008. *Manual de monitorização – inspeção do Projecto Rios*. Lisboa: ASPEA/LPN.

SCHMIDT, L., SARAIVA, T. & PATO, J. 2009. Search of the (hidden) Portuguese urban water conflicts: the Lisbon water story (1856-2006). In Barraqué, B. (ed.) *Urban Water Conflicts*. London: Taylor & Francis UNESCO IHP.

TEIGA, P. 2011. *Avaliação e mitigação de impactes em reabilitação de rios e ribeiras em zonas edificadas. Uma abordagem participativa*. Tese de doutoramento em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.





Colonia de ardéidos en una aliseda del curso medio-alto del río Ter.
Rana común (*Rana perezi*) protegida por la vegetación dulceacuícola que se forma en los charcos de los brazos internos del río Ter.
Fotos: Marc Ordeix y Laia Jiménez.

4.12 EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN FLUVIAL MEDIANTE INDICADORES DE ESTADO ECOLÓGICO Y BIODIVERSIDAD. EXPERIENCIA EN EL RÍO TER (CATALUÑA)

Marc Ordeix[1,2], David Guixé[3], Jordi Camprodon[2,3], Francesc Llach[1], Laia Jiménez[1] y Núria Sellarès[1]
[1]Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM). Passeig del Ter, 2 E-08560 Manlleu.
marc.ordeix@mitmanlleu.org
[2]Área de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC). Ctra. De St. Llorenç de Morunys, km. 2. E-25280 Solsona.
[3] Departament d'Indústries Agroalimentàries i Ciències Ambientals. Universitat de Vic. Carrer de la Laura, 13. 08500 Vic

RESUMEN

La combinación de los proyectos RICOVER (www.ricover.eu) y Riberes del Ter (www.mitmanlleu.org/riberesdelter) permitió hacer actuaciones de restauración ecológica de la vegetación de ribera y otros hábitats acuáticos al curso medio-alto del río Ter (NE de Cataluña). Se ejecutaron planes piloto de gestión de ambientes fluviales fincas públicas y privadas, basados en estudios previos y posteriores de indicadores hidromorfológicos (índices IHF, QBR, RHS, ICF e inventarios forestales, entre de otros), fisicoquímicos y biológicos (flora, macroinvertebrados acuáticos, peces, anfibios, aves, quirópteros, pequeños mamíferos y carnívoros).

En los años 2009, 2010 y 2011 se muestrearon hasta 66 sectores de un tramo de 25 km del río Ter, entre los municipios de Manlleu y Orís (comarca de Osona). En algunos, se llevaron a cabo actuaciones de restauración de la vegetación de ribera y de mejora de los hábitats fluviales en general. Seis fincas piloto fueron seleccionadas para ejecutar proyectos de restauración y realizar un seguimiento antes y después de las actuaciones de gestión.

Los resultados mostraron que la vegetación de ribera del río Ter no había alcanzado todo su potencial (p. e. el índice QBR, que puntúa de 0 a 100, variaba entre 19 y 97). Eso era debido a la pérdida de superficie, por incremento de usos antrópicos, la presencia de diversas especies vegetales invasoras, mala conectividad ecológica por una dinámica artificial del agua (caudal insuficiente) y fragmentación del bosque de ribera. Los sectores más bien conservados, con una heterogeneidad estructural mayor, coincidían con los que acogían valores más elevados de calidad ecológica y biodiversidad. El uso de diversos indicadores se consideró esencial para conocer el estado y la evolución de los proyectos de restauración en relación a la vegetación de ribera, la implementación de caudales ambientales, la reactivación de brazos inactivos y áreas inundables y la conectividad ecológica.

Palabras clave: biodiversidad, bosque de ribera, indicadores hidromorfológicos, bioindicadores, estado ecológico, restauración fluvial, conservación, río Ter, Cataluña.

ABSTRACT

RIVER CONSERVATION STATUS ASSESSMENT USING ECOLOGICAL STATUS AND BIODIVERSITY INDICATORS. EXPERIENCE AT THE TER RIVER (CATALONIA). The combination of the RICOVER (www.ricover.eu) and Riberes del Ter (www.mitmanlleu.org/riberesdelter) projects has led to carrying out performances of ecological restoration of riparian vegetation and other aquatic habitats in the middle-high River Ter basin (NE Catalonia, NE Iberian Peninsula). They were focused on the execution of pilot plans for river environment management in private and public forest land. They were based on previous and subsequent studies on hidromorphological indicators (IHF, QBR, RHS, ICF indexes and forestry inventories, among others), physicochemical and biological indicators (flora, aquatic macroinvertebrates, fishes, amphibians, birds, bats, small mammals and carnivorous). At stretch of about 25 km, until 66 sectors of the River Ter between the towns of Manlleu and Orís (Osona area) were sampled during 2009, 2010 and 2011. In some of these sectors, activities of riparian forest restoration and river habitat improvement in general were carried out. Six forest lands; pilots were chosen to carry out restoration projects including a monitoring plan before and after the management actions.

Results showed that riparian forests of the River Ter didn't attained their potential (i. e. QBR index, that counts from 0 to 100, varied between 19 and 97). It was due to loss of width (urbanization and agriculture), mainly in the second line of the forest; presence of many invasive flora species; bad ecological connectivity and artificial water dynamics (insufficient water flow) and riparian forest fragmentation. Best preserved sectors, with major structural heterogeneity, coincided with higher values of ecological quality and biodiversity. The use of several indicators were considered essential to know the status and progress of restoration projects in relation to riparian vegetation, implementation of environmental flows, reactivation of inactive river stretch and flood areas and ecological connectivity.

Key words: biodiversity, riparian forest, hidromorphological indicators, bioindicators ecological status, river restoration, conservation, Ter River, Catalonia.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques y otros hábitats de ribera, uno de los sistemas naturales más diversos y ecológicamente más dinámicos y relevantes son en general uno de los ambientes más degradados de toda Europa, sobre todo en las regiones más desarrolladas y pobladas. Por estas razones, en base a la Directiva Hábitats (92/43/CEE y 97/62/CE, en adelante DH), muchos ambientes ribereños son hábitats de interés comunitario, algunos de ellos de conservación prioritaria.

El río Ter es un ejemplo claro: recibe presiones ambientales múltiples, sobre todo por la existencia de numerosas presas para uso hidroeléctrico, infraestructuras de transporte y comunicación, escolleras, plantaciones de chopos, huertos y otros cultivos, vertido de residuos, extracciones de áridos y formas de pesca deportiva poco sostenibles. No obstante, socioambientalmente se ha avanzado mucho y el río empieza a tener un valor. Todavía conserva valores naturales destacables y una gran capacidad de restauración.

En los años 2009, 2010 y 2011 se muestrearon diversos indicadores hidromorfológicos, fisicoquímicos y biológicos (ver el capítulo 2.1 de este manual) enmarcados en los proyectos Ricover (www.ricover.eu) y Riberes del Ter (www.mitmanlleu.org/riberesdelter). La combinación de los dos proyectos

permitió la restauración ecológica de la vegetación de ribera y otros hábitats acuáticos al curso medio-alto del río Ter (ver el capítulo 4.4 de este manual).

El primer objetivo del muestreo de indicadores era orientar la planificación de las actuaciones de restauración. El segundo objetivo consistía en definir un protocolo de seguimiento regular posterior a las actuaciones efectuadas, con el propósito de corregir las orientaciones de gestión inmediatas y futuras en base a las tendencias observadas, a corto y a medio plazo. El tercer objetivo pretendía conocer escenarios y variables estructurales del curso de agua y sus riberas, que favorecían la biodiversidad. Finalmente, el cuarto objetivo deseaba valorar que indicadores se ajustaban mejor a la evaluación de los tramos fluviales para adecuarse al buen o muy buen estado ecológico, según la Directiva Marco del Agua (en adelante DMA).

El muestreo de indicadores se hizo en dos escenarios: 1) hábitats de ribera considerados *a priori* de menor calidad estructural, sobre todo en relación a la conservación de la vegetación de ribera, y 2) los otros, todo lo contrario, de mayor calidad estructural, a pesar que tratarse de un área industrializada ya desde el siglo XIX. Acompañando las dos estructuras de ribera, también se muestreaba el medio acuático, distinguiendo entre tramos reófilos y lénticos. Los resultados obtenidos sirvieron de guía para orientar los proyectos de restauración ecológica actuales y futuros en el Ter, como ejemplo de los sistemas fluviales mediterráneos del Sudoeste de Europa.

2. ÁMBITO DE ACTUACIÓN

El estudio comprende un tramo de 25 km del río Ter a su paso por la comarca de Osona (nordeste de Cataluña): desde el municipio de Manlleu (meandro de El Gelabert) hasta Orís (meandro de l'Espona), pasando por los municipios de Les Masies de Voltregà, Torelló y Sant Vicenç de Torelló (figura 1). La superficie del espacio fluvial estudiado equivale a unas 500 hectáreas.

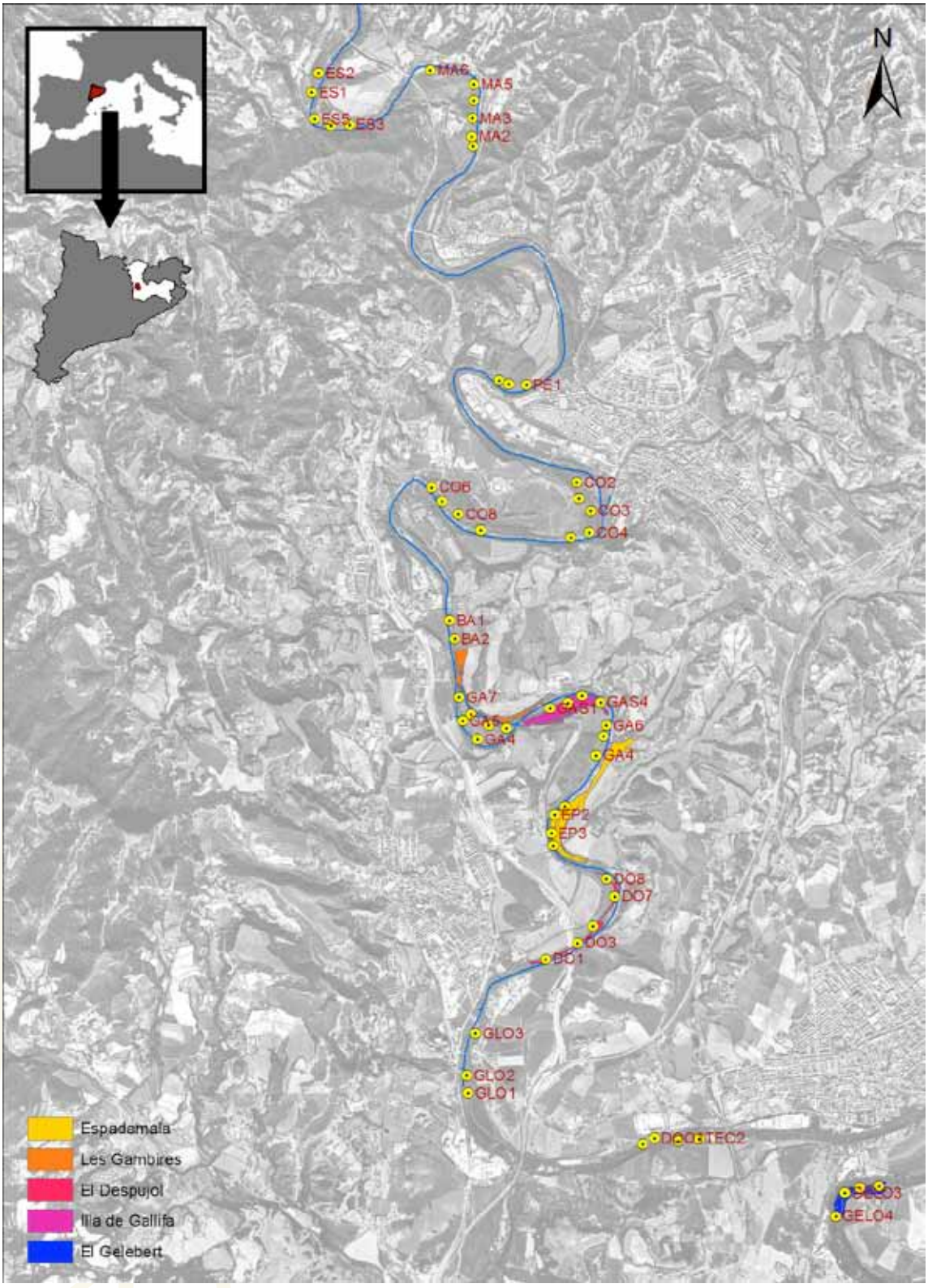


Figura 1. Localización del tramo de estudio y las seis fincas principales donde se han realizado actuaciones de restauración ecológica en el marco de los proyectos *Riberes del Ter* y RICOVER, y los puntos de muestreo correspondientes. Municipios de Orís, Sant Vicenç de Torelló, Torelló, Les Masies de Voltregà y Manlleu (comarca de Osona), cuenca del río Ter, NE de Cataluña. Fuente: modificado a partir del ortofotomapa 1:50.000 del Instituto Cartográfico de Cataluña.

Las riberas del Ter están recubiertas en una parte muy importante por materiales aluviales: guijarros, gravas, arenas y limos, relativamente recientes, del período Cuaternario. Estos sedimentos, en parte depositados formando terrazas fluviales, son predominantemente silícicos de procedencia pirenaica. a pesar de encontrarse en un área donde la roca madre es calcárea. La cuenca media-alta del río Ter todavía conserva ambientes naturales destacables, hábitats de gran potencial ecológico: islas, meandros, brazos, estanques temporarios y áreas inundables temporalmente, muestra la actividad geomorfológica del río. El mejor ejemplo son sus meandros y las islas de Les Gambires y de Gallifa (municipios de Torelló y Les Masies de Voltregà).

El caudal medio del Ter en este tramo es de unos 16,21 m^3/s, aunque tiene una gran variabilidad interanual: años muy húmedos (32,66 m^3/s el 1976-77) y años extremadamente secos (4,24 m^3/s el 1999-00) (datos de la Agencia Catalana del Agua correspondientes a Roda de Ter, años 1927-2006). La variabilidad de este río también es intranual: presenta una estacionalidad marcada y un comportamiento bimodal propio de los ríos mediterráneos con régimen nivopluvial. En primavera los aportes de agua más importantes provienen del deshielo. A pesar de las oscilaciones notables, generalmente en su tramo medio-alto, el curso no llega a secarse del todo. Aunque en verano y también en invierno, el caudal escaso se deriva por los canales en casi su totalidad, en unas cuantas horas en un solo día, por influencia de la gestión de las centrales hidroeléctricas y el regadío (de maíz y sorgo). El caudal ambiental básico establecido en este tramo sería de 3,60 m^3/s (Agencia Catalana del Agua, 2005).

El clima del área de estudio está clasificado como mediterráneo mediomontano, de tipo subhúmedo (Clavero *et al*., 1996), que comporta temperaturas bajas en invierno y la condensación de humedad forma nieblas espesas y persistentes en días anticiclónicos. Se asocia a una vegetación característica de las tierras meridionales de la Europa media definidas con el adjetivo de submediterráneas (Bolòs, 1959).

Se dispone de información histórica de cubiertas del suelo (Prat *et al*., 2012) y diversos indicadores de estado ecológico del río (Ordeix & Ortiz, 2009) y biodiversidad, sobre todo de flora (Casas & Ninot, 1995; Casas & Ninot, 1996) y fauna vertebrada (Pous & Camprodon 1990; Aymerich *et al*., 1991; Baucells *et al*., 1999).

3. METODOLOGÍAS APLICADAS

3.1. Indicadores seleccionados y método de muestreo

Entre 2009 y 2010 se calcularon varios parámetros y índices de calidad hidromorfológica: variables espaciales como la anchura del bosque de ribera y su distancia a otros masas forestales, el grado de canalización del cauce (Pedersen *et al*., 2003; Pedersen *et al*., 2004), la distancia a un obstáculo, superior e inferior, la tipología de la ribera (Stevenson & Mills, 1999), índice IHF (Pardo *et al*., 2002), índice RHS (Raven *et al*., 1998), índice ICF (Solà *et al*., 2011) y índice QBR (Munné *et al*., 1998; ACA, 2006b). Se hicieron inventarios forestales y de flora orientados a poder relacionar las variables forestales con los grupos faunísticos (Camprodon, 2003) y que, al mismo tiempo, permitieron el cálculo del índice IVF (ACA, 2006a). También se estudiaron grupos faunísticos bioindicadores representativos de los tramos fluviales evaluados en zonas degradadas y bien estructuradas: i) de los macroinvertebrados acuáticos, se calculó la riqueza de familias, el índice IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988, Alba-Tercedor *et al*., 2002) y la ratio EPT/OCH (Lenat, 1983; Barbour *et al*., 1999); ii) para los peces, se hicieron campañas de captura por medio de camaroneras (Clavero

et al., 2006) y, en algunos tramos, muestreos con pesca eléctrica (Lobón-Cerviá, 1991; Norma UNE-EN 14011: 2003), para tener en cuenta sobre todo la riqueza de especies autóctonas, el % de especies invasoras y el índice IBICAT2010 (Sostoa *et al.*, 2010); iii) para los anfibios, se hicieron transectos nocturnos a las zonas de ribera teniendo en cuenta la distribución de los microhábitats acuáticos favorables (Carrera & Villero a Boada *et al.*, 2008); iv) las aves se muestrearon mediante estaciones de escucha cuantitativas (Ramsey & Scott, 1979, Reynolds, 1980, Blondel *et al.*, 1981), complementadas con censos particulares para el pico menor y una colonia de ardéidos; v) los quirópteros se estudiaron estaciones de ecolocalización cuantitativas con detector de ultrasonidos Petterson D980, complementadas por campañas de captura de una noche con red y arpa en 4 localidades (Flaquer *et al.*, 2007); vi) para los pequeños mamíferos, se hicieron dos campañas de trampeo en vivo con trampa Sherman (Flowerdew *et al.*, 2004; Torre *et al.*, 2011) una el 2009 y la otra el 2010; vii) finalmente, para los carnívoros se efectuaron transectos de reconocimiento de rastros (Clevenger, 1993), en el interior del bosque de ribera y en el umbral con el curso de agua, complementados con el trampeo fotográfico en algunas localidades. Para más detalles de los indicadores y los métodos de muestreo empleados, ver el capítulo 2.1 de este manual.

3.2. Unidades mostrales y zonas de estudio

Las unidades de muestreo para indicadores hidromorfológicos, estaciones forestales, macroinvertebrados acuáticos, peces y aves se repartieron del modo siguiente a lo largo de zonas de hábitat de mejor estructuradas a más degradas, donde se combinaban tramos lénticos y reófilos, con diferencias notables de los regímenes de velocidad del agua (figura 2):

- 66 localidades de muestreo de 100 metros de longitud cada una (figura 1), que al mismo tiempo se agrupaban en
- 14 subtramos de unos 500 metros de longitud y, finalmente, correspondían a
- 1 tramo de 25 km de río (entre Manlleu y Orís, Osona).

En cambio, los anfibios, pequeños mamíferos (insectívoros y roedores), quirópteros y mesomamíferos solo se muestrearon parcialmente. Los grupos de los anfibios, los carnívoros y los quirópteros se estudiaron en 7 sectores: el meandro de El Gelabert (Manlleu), la presa de la Teula (Manlleu), la Platja del Dolcet (Manlleu), La Gleva (Les Masies de Voltregà), el meandro de El Despujol (Les Masies de Voltregà), la isla de El Sorral o de Gallifa (Les Masies de Voltregà) y Conanglell (Les Masies de Voltregà).

a



b



Figura 2. Imágenes de estaciones del río Ter incluidas al proyecto RICOVER (años 2009-2010). a) hábitat de ribera bien estructurado, curso trenzado y lótico, b) hábitat de ribera degradado y curso léntico. Fotos: Jordi Camprodon.

Los pequeños mamíferos se muestrearon solo en 4 sectores: el meandro de El Gelabert (Manlleu) –muy forestal-, el meandro de El Despujol (Les Masies de Voltregà) - una sauceda joven poco forestada y desestructurada, - y la isla de Les Gambires (Torelló) –en un espacio central desforestado y convertido en pastos-. El año 2009 se trampearon simultáneamente el meandro de El Gelabert y El Despujol; en 2010, se repitió El Gelabert y se añadieron las islas de Gallifa y de Les Gambires.

De las 66 estaciones totales, 32 correspondían a fincas piloto de restauración fluvial, 16 de ellas emplazadas en parcelas de actuación y otras 16 en parcelas sin actuar (estaciones control). El resto de estaciones se repartían por la zona de estudio.

3.3. Tratamientos estadísticos

Para intentar clasificar las estaciones y, posteriormente, evaluar la relación de cada grupo de estaciones con los diversos indicadores biológicos, se utilizó el análisis factorial. Se utilizaron una serie de variables que describieran las características hidromorfológicas y de la vegetación de ribera, con el mínimo de redundantes posible:

- Variables de vegetación de ribera obtenidas a partir de los inventarios forestales: estratos de cobertura (0-0,25 m, 0,25-0,5 m, 0,5-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-8 m, 8-16 m >16 m), densidades de las clases diametrales de los árboles (5-15 cm, 20-30 cm, >30 cm), cobertura de roca, conformación del tronco, afectación de copas de los árboles, densidad de madera muerta en pie y en suelo y riqueza de especies arbustivas y arbóreas, distinguiendo autóctonas y alóctonas.
- Variables descriptivas de la hidromorfología del cauce y el canal: los 7 bloques del Índice de Hábitat Fluvial (IHF; Pardo *et al.*, 2002) de evaluación de la heterogeneidad de los hábitats fluviales presentes en un tramo de río, la tipología de la ribera del río a cada tramo (altura, ángulo y variaciones de los ángulos; Stevenson & Mills, 1999) y la proximidad a una esclusa, superior e inferior.

Se realizaron dos análisis de componentes principales (ACP) con rotación de ejes varimax, para relacionar la estructura del hábitat fluvial y de ribera con cada grupo faunístico, tomando en cada análisis las variables más representativas y menos redundantes. El primer análisis tomó las variables explicativas de la estructura del bosque. Se seleccionaron 6 factores, que explican el 74,4 % de la variancia de los datos. El primer factor define un gradiente que separa las estaciones con mayor cobertura en altura (>16 m de altura), llamado Cob alt. El segundo factor agrupa las estaciones según la riqueza de especies arbóreas y arbustivas (Riqueza flora). El tercer factor (Cob med) distingue aquellas estaciones según la cobertura a media altura (2-16 m). El cuarto (Cob baja) destaca las coberturas a baja altura (0 a 2 metros del suelo). El quinto (D5-15) distingue un gradiente marcado por la densidad de árboles de bajo porte (clases diamétricas de 5 a 15 cm). Finalmente, el sexto factor (denominado Flora autóctona), agrupa la abundancia de especies arbóreas autóctonas.

El segundo ACP tomó las variables referentes a la hidromorfología de cada una de las estaciones. Los seis factores seleccionados en el análisis explicaron el 77,2% de la variancia total de la muestra. El primer factor (denominado Pendiente) distingue un gradiente de la estructura del margen fluvial según los ángulos suaves en el extremo positivo hasta 90º en el extremo negativo. El segundo factor (Heterogeneidad) mide la distinta naturaleza del medio acuático (módulos del IHF). El tercer factor (Reófilo) distingue un gradiente de la velocidad del agua, según sea más rápida (extremo positivo) o más lenta (extremo negativo). El cuarto (Inundabilidad) distingue los tramos frecuentemente inundados. El quinto (Cuevas) resalta la presencia de abrigos en los márgenes fluviales para los

peces y, finalmente, el sexto (Dist presa) mide la distancia a la presa superior más próxima a la estación de muestreo.

Los factores de este análisis se relacionaron con la riqueza y abundancia de los peces y aves. En el caso de las aves se agruparon las especies en gremios de afinidad ecológica: Acuáticas, aves asociadas al medio acuático; Antropófilas, aves asociadas a granjas y medio urbano; Copas, aves que crían y se alimentan en copas de árboles, Cavidades: ocupantes de cavidades en árbol; Trepadoras, aves que trepan por troncos y ramas (picos y agateador común); Mosaico, aves típicas de los mosaicos agroforestales (como el papamoscas gris y la oropéndola); Páridos, aves ocupantes de cavidades pero que se alimentan en copas; Sotobosque, aves que crían y se alimentan en el sotobosque; Especialistas, aves exclusivas de bosque; generalistas, especies que crían principalmente en el bosque pero también en medios abiertos; Ubicuistas, aves que se encuentran un poco en todas partes.

Se utilizó el análisis de la varianza y el test de *Tukey Honest Significant Difference* (HSD; Sokal & Rohlf, 1995) para analizar las variaciones de la riqueza y abundancia de especies entre las diferentes estructuras de hábitat. Se compararon los valores obtenidos el año 2009 con los del año 2010 y el de las estaciones restauradas y las no restauradas por medio de un MANOVA factorial.

Para relacionar la distribución por ambientes de las especies y las variables estructurales acuáticas y de ribera representadas por el análisis factorial se utilizó el análisis parcial de redundancias (APR o RDA en terminología inglesa), una forma constreñida del ACP (Leps & Smilauer, 1999). Permite distinguir gradientes estructurales entre el hábitat y los grupos de organismos, pero asume que las respuestas de las especies a las variables ambientales sigue una distribución lineal y no unimodal, como en el caso del análisis canónico de correspondencias (ACC), que es el test de referencia. Se trata, por lo tanto, de gradientes estructurales más cortos, ya que los ambientes que se comparan son relativamente similares (en tal caso diferentes estructuras de bosque de ribera o de curso fluvial), a diferencia de gradientes entre ambientes estructuralmente muy distintos.

4. RESULTADOS

4.1. Calidad hidromorfológica

El análisis de la cartografía de los hábitats (Prat *et al*., 2012) muestra que el bosque de ribera ocupa generalmente una franja estrecha, siendo sustituido por cultivos, pastos, choperas y espacios urbanizados. Los tramos de cierta anchura (media de 86 m entre el contacto con el agua y el cambio de cubierta) están aislados, separados unos de otros por tramos de ribera con poca vegetación de ribera (media de 19 m de anchura), con dominio o abundancia de especies arbóreas alóctonas.

Al calcular el índice IHF (que puntúa de 0 a 100, y a la área estudiada varía entre 57 y 93), se observa que, en general, en el río Ter hay un exceso de sedimento fino, que recubre y causa una cierta inclusión a los guijarros, y falta de sedimento grueso, gravas y guijarros, que queda retenido a las presas, donde hay en exceso. La falta de gravas y guijarros fuera de las presas hace que la flora y la fauna acuáticas se encuentren expuestas a las riadas y, también, que pueda carecer del hábitat óptimo para la reproducción de muchas especies. Por eso, en los tramos de río, francamente cortos, situados entre presas no se alcanza una calidad buena de hábitat. El índice IHF solo mejora sustancialmente donde se combinan sectores más profundos con otros más someros, así como

una riqueza mayor y una cierta complejidad de la estructura vegetal de ribera. El hábitat solo se considera susceptible de degradación (IHF = 40-60) en el tramo urbano de Manlleu.

Los datos peores del índice RHS (tabla 1) corresponden al río Ter a su paso por Manlleu, donde el grado de calidad del hábitat es regular o mediocre –el *Habitat Quality Assessment Score* o HQAS del índice RHS da un resultado de 63-, muy diferentes de los obtenidas río arriba, con una buena calidad del hábitat -puntuaciones de HQAS de 100-, de manera equivalente al índice anterior. Así mismo, el módulo del índice RHS que evalúa el grado de alteración o modificación del hábitat, la presencia de infraestructuras, construcciones y otras alteraciones del hábitat fluvial –que da un valor de *Habitat Modifications Score* o HMS del índice RHS de 1040-, se traduce en una clasificación de 4, también significativamente modificado para el caso de Manlleu.

Tabla 1. Valor medio de los indicadores hidromorfológicos medidos en el estudio por localidad de muestreo. Est: tipo de estructura del hábitat; BE: bosque estructurado; BD: bosque degradado; ZP: zona piloto de restauración ecológica del bosque de ribera; n: número de puntos de muestreo por localidad; IHF: índice de hábitat fluvial; RHS: River Habitat Survey; ICF: índice de conectividad fluvial; QBR: índice de calidad del bosque de ribera; IVF: índice de vegetación fluvial. Valores de referencia: IHF: <40 (hábitat empobrecido), 40-60 (susceptible de degradación) y >60 (calidad buena); RHS (HQAS): rango de 0 (calidad pésima) a 100 (calidad muy buena); RHS (HMS): 1 (hábitat prístino), 2 (predominantemente no modificado), 3 (modificado visiblemente), 4 (modificado significativamente), y 5 (modificado severamente); QBR: 0-25 (Bosque de ribera con degradación extrema), 30-50 (alteración fuerte), 55-70 (inicio de alteración importante), 75-90 (perturbado ligeramente) y 95-100 (bosque de ribera sin alteraciones). Valores de referencia: IHF: <40 (hábitat pobre), 40-60 (susceptible de degradación) i >60 (calidad buena); RHS (HQAS): rango de 0 (calidad pésima) a 100 (calidad muy buena); RHS (HMS): 1 (hábitat prístino), 2 (predominantemente no modificado), 3 (modificado visiblemente), 4 (modificado significativamente), i 5 (modificado severamente); QBR: 0-25 (bosque de ribera con degradación extrema), 30-50 (alteración fuerte), 55-70 (inicio de alteración importante), 75-90 (perturbado ligeramente) y 95-100 (bosque de ribera sin alteraciones).

Localidad	Est	ZP	n	IHF		RHS (2010)		QBR		IVF
				2009	2010	HQAS	HMS	2009	2010	2010
La Mambla	BD	NO	3	85±0	81±4	73±0	3	62±8	62±8	4,7
El Pelut	BD	NO	2	64±1	57±2	61	5	73±3	93±4	3,5
Conanglell	BE	NO	3	77±1	68±6	60±7	4,2	58±8	40±15	3,5±0,4
Gambires	BE	SI	4	69±16	60±10	76±10	3,7	68±3	61±19	3,9
Gallifa	BE	SI	4	86±7	86±10	87±23	3,7	88±10	81±10	4,1
Espadamala	BE	SI	4	67±14	70±12	75±3	4	61±13	65±15	3,4
Despujol	BD	SI	4	82±8	83±10	80±8	3,5	30±11	55±11	3,7±1,6
La Teula			2			60±5	4,5			
Gelabert	BE	SI	4	61±14	68±14	64±8	4	89±8	86±13	5,0

El índice RHS indica perturbaciones que degradan el hábitat fluvial por si mismo, sin afectar necesariamente a la calidad fisicoquímica del agua. En tal caso, resalta el exceso de sedimento en las presas, la falta de sedimento grueso río abajo –dejando a la vista la roca madre, y la falta de caudal o afectaciones diversas de la vegetación de ribera al conjunto del área estudiada. El índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR), aunque se trata de un indicador hidromorfológico, se comenta en el apartado referente a la vegetación de ribera.

La conectividad fluvial es mala (ICF < 25) en todo el tramo estudiado: ninguno de los obstáculos del cauce del río Ter era franqueable en el año 2010 por los peces potencialmente presentes.

4.2. Calidad fisicoquímica

La calidad fisicoquímica del agua del Ter se considera buena o muy buena agua arriba del casco urbano de Manlleu, pero disminuye progresivamente cuando lo atraviesa, alcanzando la peor calidad al salir del término municipal, que -por parámetros diversos- corresponde a aguas fuertemente contaminadas.

La concentración de oxígeno en el agua se halla habitualmente alrededor del nivel de saturación, el óptimo. Sin embargo sufre alguna crisis, sobre todo los veranos más secos, cuando se sitúa por bajo del 50% de saturación, que suele ser inferior del 40% río abajo de Manlleu. La conductividad eléctrica del agua, que tiene que ver con la salinidad, siguiendo la misma pauta que los cloruros y los sulfatos, también aumenta –como la mayoría de los ríos- agua abajo, mostrando algunos efectos evidentes de contaminación.

Por lo que respecta a los nutrientes disueltos en el agua, la concentración de fosfatos es elevada, con efectos evidentes de contaminación, pero habitualmente con valores bastante inferiores a los 0,5 mg/L, exceptuando río abajo del casco urbano de Manlleu, donde algunos años llega a la categoría de aguas fuertemente contaminadas. En cuanto a compuestos nitrogenados, los nitratos presentan concentraciones relativamente bajas, mientras los nitritos y sobre todo el amonio –con valores considerados fuertemente contaminantes- son más elevados río abajo de la población de Manlleu, después de atravesar el casco urbano y la estación depuradora de aguas residuales municipal.

4.3. Calidad biológica

4.3.1. Vegetación de ribera

Las comunidades vegetales de ribera potenciales corresponden básicamente a la sauceda de sarga y el aliseda a primera línea y la fresneda y la olmeda a segunda línea respeto al río, a parte de las comunidades herbáceas helofíticas y de higrófitos (para más detalles, ver el artículo 4.4). Las 66 estaciones forestales hechas en el área de estudio permiten afinar en las tipologías de la estructura del bosque de ribera existente: se observa que la vegetación tiene una estructura muy variada en todo el Ter y, al mismo tiempo, presenta diversas situaciones intermedias.

En las estaciones de vegetación mejor estructurada, aparece una cubierta vegetal estratificada (con estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo), diferentes clases de edad de los árboles con algunos individuos gruesos (30-50 cm de diámetro normal) y un determinado volumen de madera muerta en el suelo o en pie. Se distingue claramente una primera línea de aliseda potencial y una segunda línea de fresneda u olmeda potenciales. La vegetación actual de la primera línea está dominada por el sauce blanco (695,9 pies/ha de media), la robinia (445,5 pies/ha) y los chopos alóctonos (444,5 pies/ha), seguidos por el aliso (161,5 pies/ha), el olmo (71,5 pies/ha), el plátano de sombra (69,5 pies/ha), el negundo (17,4 pies/ha) y el fresno común (12,3 pies/ha). La vegetación actual de segunda línea está dominada por la robinia (729,2 pies/ha) y los chopos alóctonos (599,7 pies/ha), seguidos por el sauce blanco (59,0 pies/ha), el roble (41,7 pies/ha), el plátano de sombra (23,0 pies/ha) y el olmo (7,2 pies/ha). La vegetación de tercera línea estaría formada por el robledal de *Quercus pubescens*, que constituye el bosque potencial fuera de las riberas, con bordes de transición, más o menos anchos, de seto y pastizal, según la profundidad del suelo. Sin embargo, la vegetación potencial de tercera línea aparece, más o menos degradada, en los terrenos más pendientes y pedregosos, impracticables para la agricultura, la ganadería de bovino o las plantaciones de chopos, que son los usos mayoritarios, y bosquetes de ailanto en la finca del Gelabert.

En las zonas más degradadas solo existe una primera línea estrecha de vegetación dominada por los chopos alóctonos y el sauce blanco (ambos con 600,3 pies/ha de media), seguidos por el aliso (171,5 pies/ha), la robinia (110,0 pies/ha), el olmo (106,8 pies/ha), el fresno común (37,2 pies/ha), el plátano de sombra (35,6 pies/ha) y el negundo (11,3 pies/ha). Entre estas dos estructuras se emplazan situaciones intermedias y de diferente composición florística en función del sustrato, de los usos y la colonización por especies alóctonas. La riqueza máxima de especies (autóctonas) por localidad es de 15 especies de árboles y arbusto (isla de Les Gambires). En las localidades más degradadas, la riqueza es de solo 3 especies de árboles y arbusto, como en el caso de parte del meandro de El Despujol. Se observa como no existe relación entre la procedencia florística (autóctona-alóctona) y la estructura más compleja en estructura vertical, madurez del arbolado y anchura del bosque.

El índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) da una calidad muy buena (QBR > 95) en algunos sectores del Ter (por ejemplo el meandro del Gelabert) o una calidad buena (QBR = 75-90), a pesar las plantaciones de chopos y la abundancia de especies arbóreas alóctonas y pastos, rodeado por un bosque de ribera estrecho y constituido por una serie de pies de aliso, sauce blanco y saúco (tabla 1). En cambio, en el tramo urbano de Manlleu y algún otro sector más corto, de Les Masies de Voltregà y Torelló, muestra una alteración fuerte, una mala calidad (QBR de 40), por el hecho de tratarse de áreas con pocos árboles, donde un muro de hormigón o escollera reduce en gran medida el espacio potencial propio de la vegetación de ribera. También resalta el hecho de que, si bien este proyecto está dirigido a favorecer las especies autóctonas y la consolidación de un bosque de ribera bien estructurado y diverso, el valor del índice QBR a las fincas piloto tendió a disminuir los años 2009-2011.

EL Índice de Vegetación Fluvial (IVF) (tabla 1) muestra un panorama equivalente (Rifà, 2011) y, incluso, relativamente más pesimista que el índice QBR, sobre todo porqué incluye, además de los estratos arbóreo y arbustivo, también la riqueza y la presencia de especies invasoras del estrato herbáceo. A modo de ejemplo, el margen derecho del Ter en el ámbito urbano de Manlleu, parcialmente canalizado y con disfunciones diversas, y el margen derecho del río en el meandro de Gallifa, con una franja de ribera natural muy estrecha y el resto ocupada por una chopera, tenían un nivel de calidad deficiente (2,95 y 3,43, respectivamente), correspondientes a tramos de río con un estado de alteración importante según los baremos de la DMA.

4.3.2. Macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos más comunes son los anélidos (*Hirudinea*), moluscos, gasterópodos o caracoles de agua (*Ancylus fluviatilis*, *Physa*, *Lymnea*), insectos dípteros (*Chironomidae*, *Simulidae*), odonatos (*Platycnemididae*), heterópteros o zapateros (*Gerridae, Notonectidae, Corixidae*), efemerópteros (*Caenis* sp., *Baetis* sp.), coleópteros (*Dytiscidae, Dryopidae*) y tricópteros (*Hydroptilidae, Hydropsychidae*). Aguas arriba del principal núcleo urbano de la zona de estudio (Manlleu), se encontró la mayor riqueza y los taxones más sensibles a la contaminación: efemerópteros (*Leptophlebiidae*), dípteros (*Athericidae*) y tricópteros (*Polycentropodidae* y *Psychomyiidae*), que desaparecen río abajo. Río arriba de Manlleu, los taxones más comunes son un poco menos sensibles: otras familias de tricópteros con estuche (*Leptoceridae, Goeridae* y *Sericostomatidae*), otros efemerópteros (*Heptageniidae*) y plecópteros (*Leuctridae*).

La riqueza de taxones de macroinvertebrados acuáticos en los años 2009-2011 osciló entre 11 y

41 taxones y el índice IBMWP (tabla 2) tuvo valores de calidad buena (en un rango de 81-100), en ocasiones incluso muy buena (superior a 100), según los baremos de la DMA. Sin embargo, la riqueza de macroinvertebrados en el tramo del río Ter estudiado nunca alcanzó los valores de río arriba en la Farga de Bebié (Les Lloses), donde se ha encontrado hasta 45 taxones y valores de índice IBMWP de hasta 200 (Ordeix & Ortiz, 2009).

Tabla 2. Valor medio del índice IBMWP para macroinvertebrados y porcentaje de especies de peces autóctonos en relación con los introducidos por localidad de muestreo. Est: consideración tipo de estructura del hábitat; BE: bosque estructurado; BD: bosque degradado; ZP: zona piloto de restauración ecológica del bosque de ribera; n: número de puntos de muestreo por localidad. Valores de referencia: IBMWP: <15 –calidad pésima, aguas muy contaminadas-, 16-35 –calidad mala, aguas contaminadas-, 36-60 –calidad moderada, aguas moderadamente contaminadas-, 61-100 –calidad buena, aguas limpias- y >100 –calidad muy buena, aguas muy limpias-. Valores de referencia: IBMWP: <15 –calidad pésima, aguas muy contaminadas-, 16-35 –calidad mala, aguas contaminadas-, 36-60 –calidad moderada, aguas moderadamente contaminadas-, 61-100 –calidad buena, aguas limpias- y >100 –calidad muy buena, aguas muy limpias-.

Localidad	Est	ZP	n	IBMWP		% peces autóctonos	
				2009	2010	2009	2010
La Mambla	BD	NO	3	189±8	158±6	16,1±11,5	0,2±0,4
El Pelut	BD	NO	2	90±25	98±21	1,4±0,1	3,0±0,6
Conanglell	BE	NO	3	118±22	108±38	0,7±0,7	0,6±0,7
Gambires	BE	SI	4	86±59	56±29	4,1±7,1	1,2±2,1
Gallifa	BE	SI	4	156±15	128±27	61,0±19,0	24,4±41,4
Espadamala	BE	SI	4	108±47	82±56	1,2±0,5	1,2±2,2
Despujol	BD	SI	4	126±29	110±27	10,5±5,5	3,9±7,0
Gelabert	BE	SI	4	69±9	79±43	0	0,3±0,5

4.3.3. Peces

La comunidad de peces del Ter es poco rica pero se basa en cuatro especies autóctonas con un gran interés de conservación, aunque contiene una proporción muy grande de peces alóctonos (10 especies) (tabla 2). Los peces autóctonos de este tramo del Ter son la anguila (*Anguilla anguilla*) –extinguida localmente-, el barbo de montaña (*Barbus meridonalis*), el bagre catalán (*Squalius laietanus*) y, posiblemente ya al límite de su área de distribución, la trucha común (*Salmo trutta*) de variedad mediterránea. La única especie autóctona presente de manera generalizada, aunque relativamente poco abundante, es el barbo de montaña. El bagre catalán y la trucha común, verdaderamente amenazadas, solo se detectaron ocasionalmente.

La comunidad de especies foráneas invasoras está formada por el piscardo (*Phoxinus* sp.) -el más abundante-, el lobo de río (*Barbatula barbatula*) –al igual que el piscardo introducido el último decenio del s. XX-, la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) –detectada por primera vez en el Ter el año 2006, el rutilo (*Rutilus rutilus*), el alburno (*Alburnus alburnus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), la carpa (*Cyprinus carpio*) y el barbo de Graells (*Luciobarbus graellsii*). También destaca la presencia localizada de perca sol (*Lepomis gibosus*) y siluro (*Silurus glanis*) en todo el tramo.

En el marco de este estudio, el porcentaje mayor de especies autóctonas se obtuvo alrededor de la isla de Gallifa, de manera que en el año 2009 se capturaron solo entre un 12 y un 25% de peces autóctonos, mayoritariamente barbo de montaña y, puntualmente, algún bagre catalán y también alguna trucha. Tanto en el río arriba como en río abajo, los peces autóctonos siempre representaron menos del 5% de las capturas, e incluso un 0% aguas abajo del casco urbano de Manlleu (tabla 2). La distribución de las especies más abundantes se comparó con las variables estructurales de

la vegetación de ribera (figura 3). Se observó que el barbo de montaña y, en menor medida, el piscardo, se asociaban con los tramos con mayor heterogeneidad del curso de agua (módulos 2, 3 y 4 del IHF), buena inundabilidad y una mayores coberturas de la vegetación de ribera a media altura (2-16 m). El lobo de río se desenvuelve en los tramos reófilos, mientras la pseudorasbora prefería zonas con coberturas bajas, que correspondían a zonas más bien degradadas, y tramos más bien lénticos. El barbo de Graells no parecía seleccionar unos factores claros, emplazado entre el barbo de montaña y la pseudorasbora. Por su parte, la carpa tendía a seleccionar situaciones inversas a los barbos.

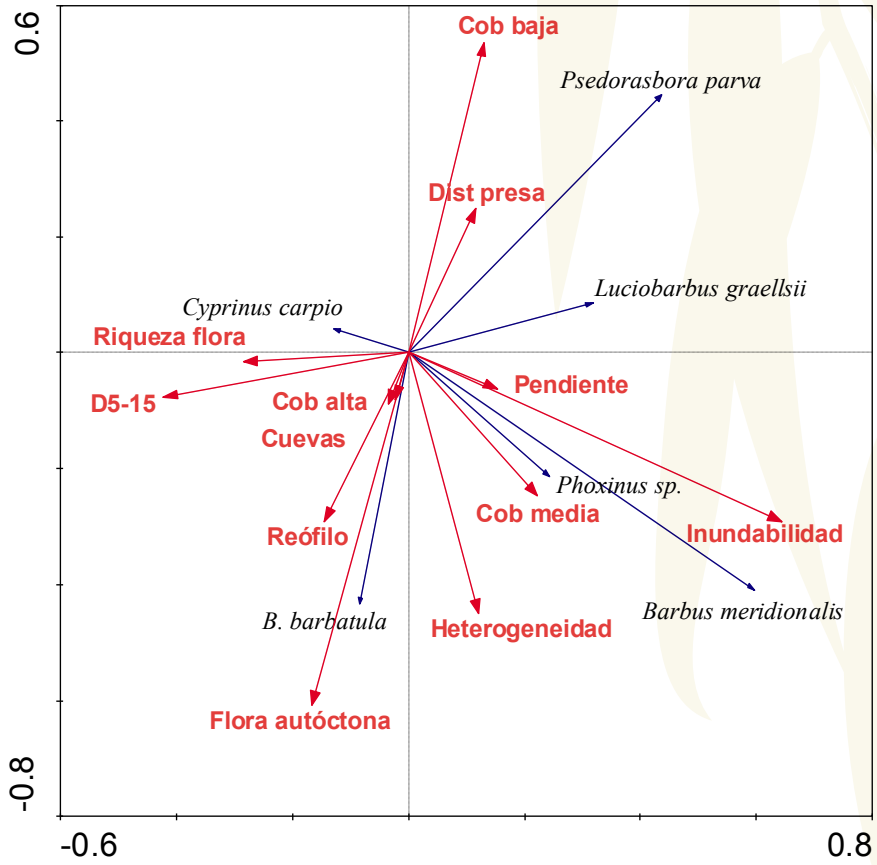


Figura 3. Distribución del barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), el piscardo (*Phoxinus* sp.), lobo de río (*Barbatula barbatula*), la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), el barbo de Graells (*Barbus graellsii*) y la carpa (*Cyprinus carpio*) en función de la estructura de la vegetación de ribera y del hábitat fluvial en las estaciones del río Ter (NE Cataluña) los años 2009-2010. Las variables ambientales corresponden a los gradientes del análisis factorial.

4.3.4. Anfibios

La comunidad de anfibios en este tramo del río Ter está compuesta por 8 especies: (tabla 3 y figura 4). En general, las áreas con un bosque de ribera mejor estructurado y una morfología fluvial más compleja, lo que se denomina un río trenzado, fueron los mejores hábitats para los anfibios, sobre todo por lo que respecta a la abundancia, y menos relevante por lo que respecta a la riqueza de especies. Así pues, destacaban los sectores con una calidad hidromorfológica mejor y una gran diversidad de hábitats acuáticos, como es el caso de Conanglell, las islas de Les Gambires y de Gallifa, donde se detectó una riqueza de 4 o 5 especies. La abundancia de anfibios era muy alta en

las áreas de ribera que, además, contaban con balsas adyacentes y zonas de inundación temporal, como es el caso de los sectores de Conanglell y Les Gambires: hasta 86 individuos cantores/km de recorrido, con una media de 21 indiv/km (sd: 27,2). En las áreas más degradadas, se encontraron pocas especies, ninguna o tan solo una: la rana común (*Pelophylax perezi*) o, si se encontraba en una matriz agrícola, el sapo corredor (*Bufo calamita*). En las zonas más forestadas o próximas a masas forestales importantes (norte de la zona de estudio) aparecía el sapo común (*Bufo bufo*).

Tabla 3. Índice kilométrico de abundancia según especies de anfibios en las distintas estaciones del río Ter (NE Cataluña) obtenido por medio de transectos nocturnos las primaveras de los años 2009-2010. BE: bosque estructurado, BD: bosque degradado, RE: riqueza específica por localidad, total: individuos totales/IQA.

Especie	BE	BD	Media
Hyla meridionalis	14,79	0,00	9,24
Pelophylax perezi	10,03	1,04	6,66
Alytes obstetricans	4,04	3,13	3,70
Bufo calamita	2,49	1,55	2,14
Bufo bufo	1,71	2,08	1,85
Natrix maura	0,57	0,00	0,36
RE	4,20	1,33	3,13
Total	33,63	7,80	23,94

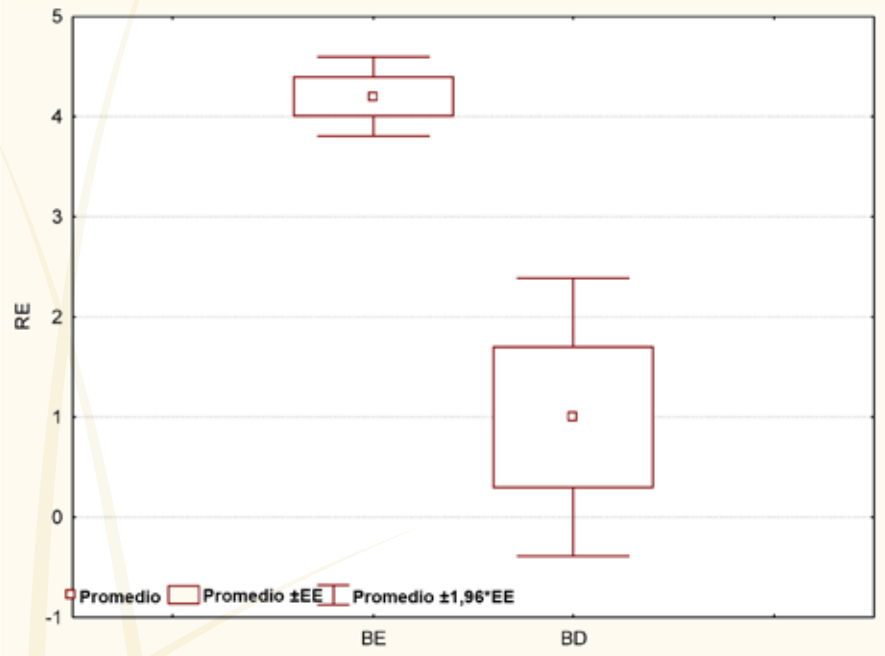


Figura 4. Índice kilométrico de riqueza de anfibios obtenido en las dos tipologías de hábitat de ribera del río Ter (NE Cataluña) en el año 2010. BE: bosque estructurado, BD: bosque degradado.

4.3.5. Aves

Las especies más abundantes en los bosques de ribera del Ter son especialistas y generalistas forestales, encabezadas por aves de sotobosque. Los siguen especialistas de copa y que crían en cavidades y aves ubicuistas (tabla 4). La zona ha sido colonizada recientemente por el pico menor (*Dendrocopos minor*), típico de los mosaicos de bosques caducifolios con espacios abiertos, y el

carbonero palustre (*Poecile palustris*), una especie asociada a los bosques caducifolios húmedos, rara al sur de los montes prepirenaicos.

Tabla 4. Densidades medias de las principales especies de aves detectadas en estaciones de escucha en bosques de ribera del río Ter (NE Cataluña) el año 2009. BE: bosque estructurado, BD: bosque degradado. Se incluye el valor del test ANOVA y el grado de significación con respecto a la selección de bosques bien estructurados. El signo negativo representa una correlación negativa con la estructura del bosque. ***p< 0,001, ** p< 0,01, * p>0,05 n-s.: no significativo.

Especie	BE	BD	Media	F	p
Luscinia megarhynchos	1,93	0,75	1,34	16,8	***
Sylvia atricapilla	1,64	0,75	1,20	10,3	**
Turdus merula	1,31	0,85	1,08	2,5	n.s.
Erithacus rubecula	1,16	0,47	0,82	4,9	*
Troglodytes troglodytes	1,31	0,28	0,80	14,1	***
Passer domesticus	0,36	1,13	0,75	-4,5	*
Cyanistes caeruleus	1,02	0,42	0,72	5,8	*
Parus major	0,95	0,47	0,71	3,9	n.s.
Cettia cetti	0,58	0,57	0,57	0,1	n.s.
Carduelis chloris	0,65	0,33	0,49	0,9	n.s.
Aegithalos caudatus	0,65	0,33	0,49	0,8	n.s.
Serinus serinus	0,51	0,33	0,42	0,2	n.s.
Certhia brachydactila	0,44	0,28	0,36	0,2	n.s.
Columba palumbus	0,51	0,19	0,35	4,7	*
Garrulus glandarius	0,40	0,14	0,27	1,3	n.s.
Passer montanus	0,11	0,33	0,22	-2,3	n.s.
Poecile palustris	0,40	0,00	0,20	9,4	**
Muscicapa striata	0,36	0,00	0,18	5,6	*
Anas platyrhynchos	0,25	0,05	0,15	1,2	n.s.
Motacilla cinerea	0,07	0,19	0,13	-2,2	n.s.
Pica pica	0,22	0,00	0,11	2,4	n.s.
Oriolus oriolus	0,22	0,00	0,11	4,4	*
Fringilla coelebs	0,19	0,00	0,10	0,7	n.s.
Dendrocopos major	0,11	0,04	0,08	3,7	n.s.
Alcedo atthis	0,15	0,00	0,07	2,7	n.s.
Regulus ignicapillus	0,15	0,00	0,07	1,8	n.s.
Sturnus vulgaris	0,00	0,14	0,07	-1,6	n.s.
Streptopelia decaocto	0,00	0,14	0,07	0,2	n.s.
Dendrocopos minor	0,14	0,00	0,07	33,7	***
Picus viridis	0,11	0,00	0,05	2	n.s.
Nycticorax nycticorax	0,04	0,05	0,04	0,1	n.s.
Carduelis carduelis	0,07	0,00	0,04	0,6	n.s.
Total par/ha	15,91	10,37	13,14	22,4	***

El martinete *(Nycticorax nycticorax*), la garceta común (*Egretta garzetta*), garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) y la garza real (*Ardea cinerea*) crían en una aliseda del área y forman una de las colonias más importantes de Cataluña; de dos parejas fundadoras de martinete en el año 1988 se llegó a 102 parejas en el año 2010, junto con 37 parejas de garceta común, 4 de garcilla bueyera y 59 de garza real.

Se observaron diferencias significativas tanto en la riqueza de especies de aves (F= 22;8; p< 0,001) como en la abundancia (F=22;4; p< 0,001) entre los bosques de ribera bien estructurados y los más degradados. El análisis parcial de redundancias destacó a los gremios de especialistas forestales (entre

los que pueden distinguirse a los ocupantes de cavidades en árbol, trepadores y páridos), las aves de sotobosque y de copas los y generalistas forestales estaban asociados a la estructura vertical del arbolado (factor Cob alta del análisis factorial), definida por una elevada cobertura del estrato arbóreo alto (>16 m) y a la anchura del bosque de ribera. Además, se relacionaba positivamente su abundancia con la distancia a masas forestales extensas fuera de las zonas de ribera. La riqueza de plantas autóctonas apenas estaba relacionada con la abundancia de aves forestales. Se observa cierta relación negativa con la abundancia de autóctonas. Las aves antropófilas y ubicuistas se relacionaban con la superficie de cultivos y de zonas urbanizadas y con la cobertura vegetal baja, que se corresponde a herbáceas y arbustivas de bajo porte. Las aves acuáticas no mostraban una selección significativa de ninguna variable forestal o de paisaje. Solo se relacionaban de forma muy poco significativa con las variables antrópicas (figura 5). A nivel específico, es interesante destacar la selección clara que hacía el papamoscas gris (*Muscicapa striata*) de los bosques de ribera bien estructurados.

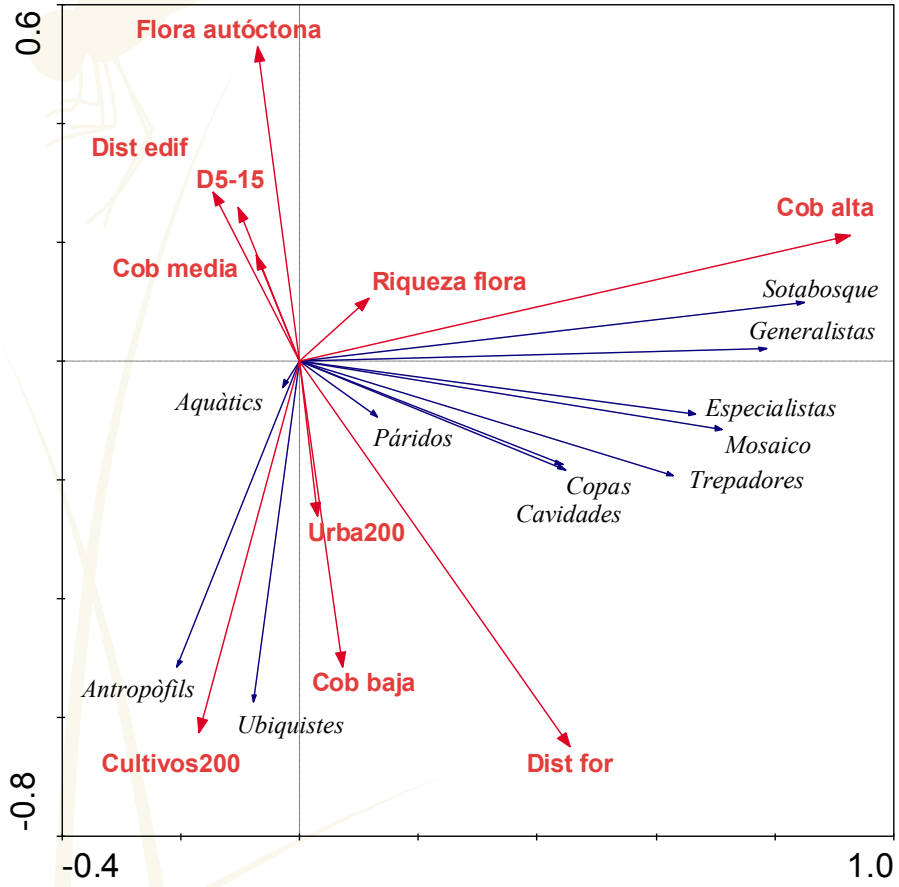


Figura 5. RDA entre los gremios de aves y las variables ambientales características de las riberas. Las aves fueron registradas en estaciones de escucha de 50 m de banda en riberas del río Ter (NE Cataluña) el año 2009. Como variables ambientales se tomaron los factores del análisis de componentes principales procedentes de los inventarios forestales y se le añadieron variables descriptivas a escala espacial: Dist edif., distancia de la estación a los edificios más próximos (habitualmente granjas); Dist for: distancia a la masa forestal importante más próxima, Urba 200: número de edificaciones en un buffer de 200 m; Cultivos200: superficie cultivada en un buffer de 200 m alrededor de la estación.

4.3.6. Pequeños mamíferos

Las especies detectadas durante los muestreos correspondieron a especies forestales y a otros espacios abiertos (tabla 5, figura 6). Por lo que respecta a pequeños mamíferos acuáticos o

semiacuáticos, destaca el caso de la rata de agua (*Arvicola sapidus*). Hasta a los años 1980 era abundante en toda la cuenca, y no se ha detectado en el Ter, a pesar de la prospección específica de rastros durante el período de estudio. Solo aparecieron dos rastros en áreas próximas en el área de estudio de dos afluentes menores del Ter, un río arriba y otro río abajo de la zona de trabajo.

La capturabilidad de pequeños mamíferos fue más elevada en todos dos casos, sin que se detectasen diferencias significativas de la biomasa total entre las diversas áreas muestreadas. No obstante, la comparación entre estructuras de hábitat mostró diferencias significativas por lo que respecta a las especies de pequeños mamíferos capturadas en áreas degradadas de tramos bien estructurados, tanto en el muestreo del año 2009 como en el 2010 ($p<0,001$). Estas diferencias son debidas esencialmente a la proporción de especies de ambientes arbolados, como el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), en relación a otros de ambientes abiertos como el ratón moruno (*Mus spretus*). Dos especies solo se localizaron en dos localidades, respectivamente: el topillo rojo (*Myodes glareolus*), propio de masas boscosas bien consolidadas con sotobosque abundante (Torre & Arrizabalaga, 2009; Luque-Larena & Gosálbez, 2007) y la rata común (*Rattus norvegicus*), asociada principalmente a hábitats urbanos o, en el caso de las poblaciones silvestres, a la presencia de agua (Rojas & Palomo, 2007).

También se compararon las capturas obtenidas en el meandro del Gelabert antes de las actuaciones de restauración (2009) y una vez realizadas (2010) (tabla 5, figura 6), que comportaron una reducción de la cubierta forestal. Las capturas de pequeños mamíferos en este espacio cambiaron significativamente ($p<0,01$) de un año a otro, y se constató una fuerte disminución de las capturas de ratón de campo en relación a la musaraña común y el ratón moruno.

Tabla 5. Capturas de pequeños mamíferos efectuadas a la ribera del río Ter (NE Cataluña) al meandro de El Despujol (Les Masies de Voltregà) -poco arbolado y desestructurado-, el meandro de El Gelabert (Manlleu) –muy forestal-, la isla del Sorral de o de Gallifa (Les Masies de Voltregà) –sauceda joven- y la isla de Les Gambires (Torelló) –poco forestada y con pastos- los años 2009-2010.

Especie	Despujol (2009)	Gambires (2010)	Gallifa (2010)	Gelabert (2009)	Gelabert (2010)
Crocidura russula	6	0	7	7	14
Mus spretus	87	9	1	28	22
Apodemus sylvaticus	17	14	12	41	16
Myodes glareolus	0	0	1	0	0
Rattus norvegicus	0	0	0	0	1

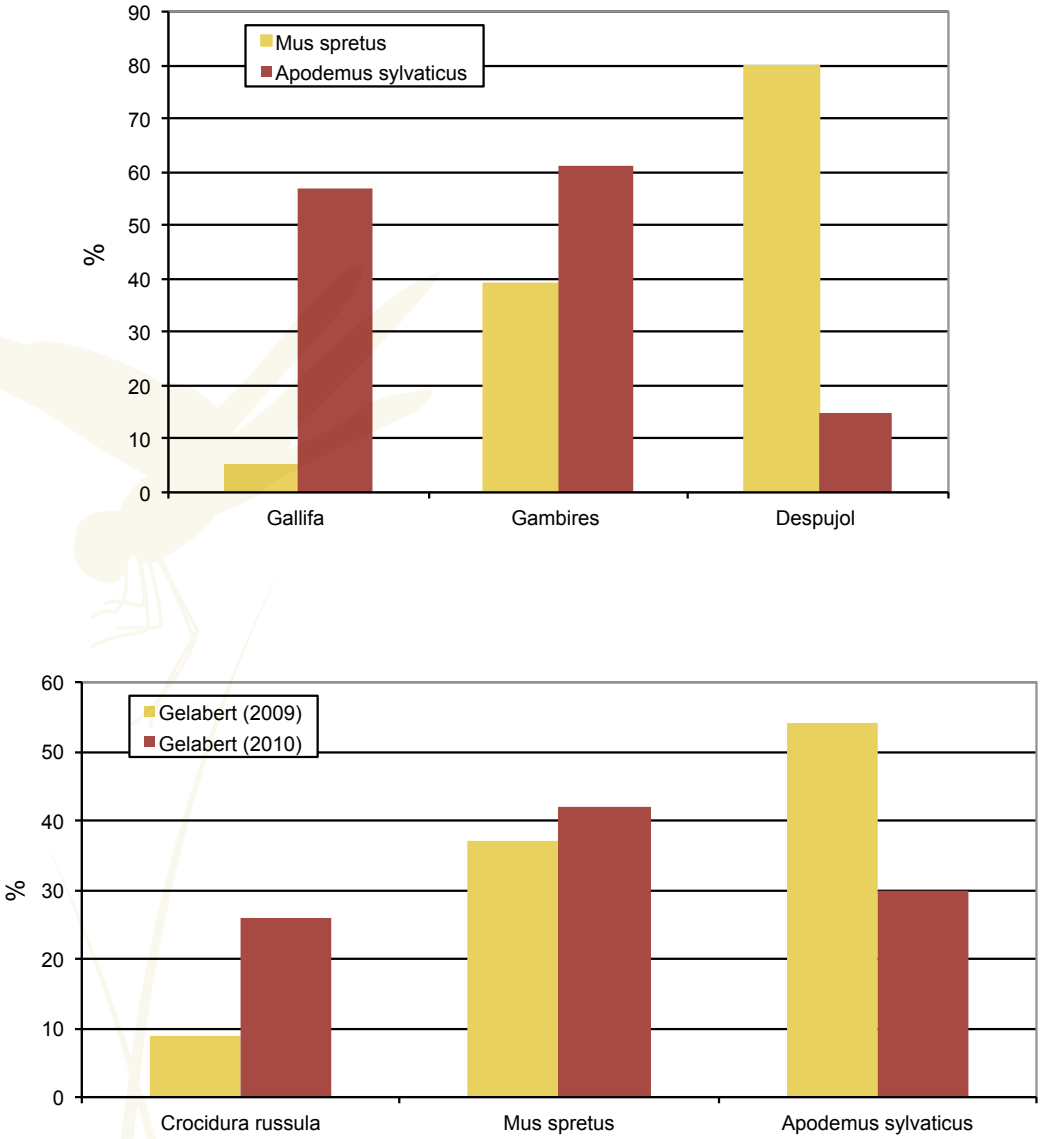


Figura 6. Capturas de pequeños mamíferos efectuadas en tres localidades de las riberas del río Ter (NE Cataluña) en los años 2009-2010 (en porcentaje). a) meandro del Despujol (bosque de ribera claro y estrecho colindante con cultivos); isla de Les Gambires (sector más forestado y con pastos) e isla de Gallifa (bosque bien estructurado formado por sauceda densa y río trenzado). b) relación entre las capturas de ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) y ratón moruno (*Mus spretus*) antes y después de la actuación de restauración al meandro de El Gelabert, consistente en la eliminación de la mayor parte de la cubierta forestal compuesta por robinia y ailanto con sotobosque arbustivo autóctono abundante.

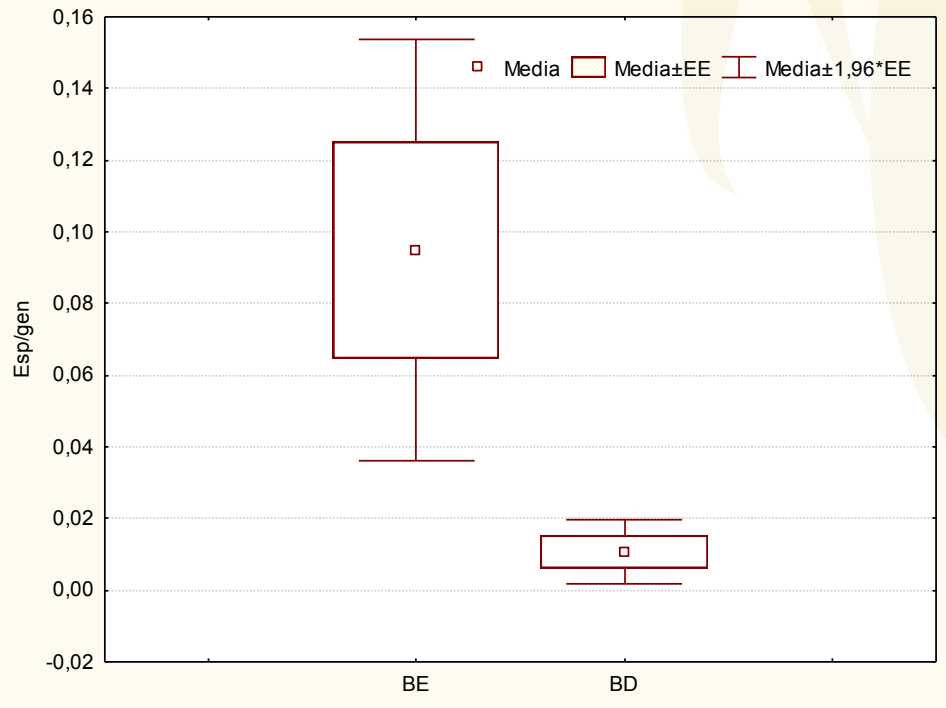
4.3.7. Quirópteros

En bosques de ribera la comunidad de murciélagos suele ser muy rica, tanto en especies generalistas como especialistas forestales (tabla 6), así como las relacionadas con el medio acuático, como el murciélago ribereño (*Myotis daubentonii*). En el estudio del tramo del río Ter se detectaron 9 especies de quirópteros, a pesar que otros estudios permiten afirmar que seguramente hay más especies (Baucells *et al*. 1999; Flaquer *et al.* 2011). Se observaron diferencias significativas ($F=5,1$; $p< 0,05$), con una frecuencia mayor de especies de murciélagos forestales (barbastela, nóctulo

pequeño y murciélago gris itálico) en los bosques de ribera más bien estructurados que en los más degradados, donde la proporción de especies generalistas aumentaba con respecto a las que usaban las masas forestales para cazar y refugiarse (figura 7). El murciélago ribereño apareció en zonas lénticas cerca de presas n los brazos internos de las islas fluviales.

Tabla 6. Contactos de especies de murciélagos en las riberas del río Ter (NE Cataluña) obtenidos por medio de estaciones de ecolocalización la primavera de 2009. BD: bosque degradado, For: especialistas forestales: Gen: generalistas, Ifor: índice foro/gen, RE: riqueza específica por localidad.

Especie	BE	BD	Media
Pipistrellus pipistrellus	51,33	53,67	52,50
Pipistrellus pygmaeus	22,67	20,00	21,33
Pipistrellus kuhlii	7,67	16,33	12,00
Myotis daubentonii	6,67	0,33	3,50
Plecotus austriacus	6,33	0,00	3,17
Myotis sp1	3,67	0,33	2,00
Tadarida teniotis	2,67	0,67	1,67
Nyctalus leisleri	2,33	0,33	1,33
Barbastella barbastellus	0,67	0,67	0,67
Total	105,67	98,33	102,00
For	13,00	1,33	7,17
Gen	86,00	96,67	91,33
Ifor	14,68	1,37	8,03
RE	5,67	4,33	5,00



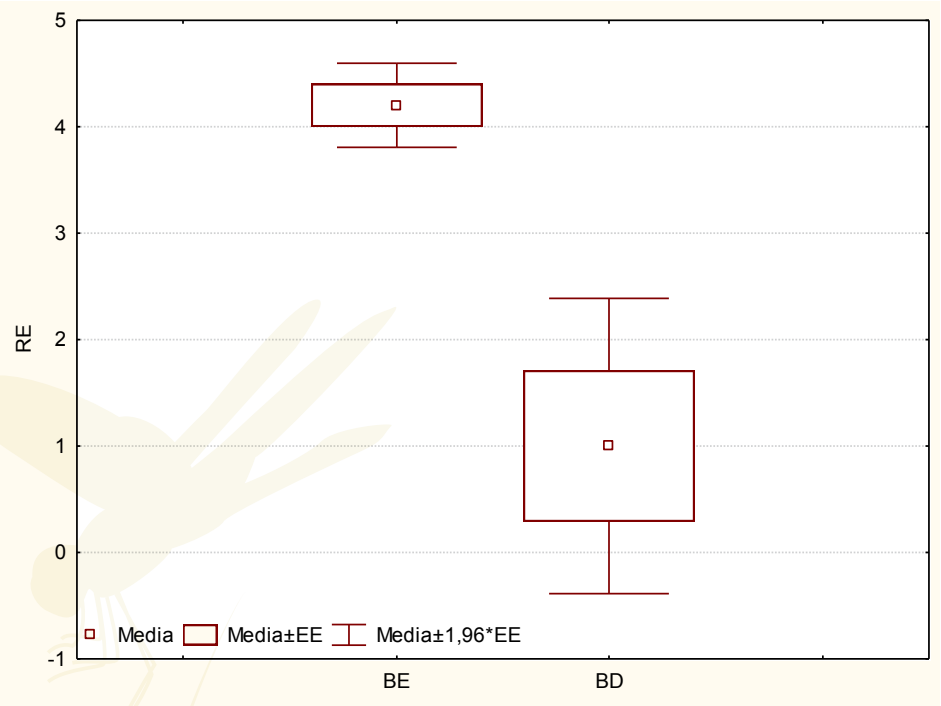


Figura 7. Índice de abundancia entre los murciélagos especialistas forestales versus las especies generalistas obtenido a partir de las estaciones de ecolocalización efectuadas en las dos tipologías de hábitat de ribera del río Ter (NE Cataluña) en el año 2009 BE: bosque estructurado, BD: bosque degradado.

4.3.8. Mesomamíferos

Se identificaron 10 especies de mesomamíferos en el conjunto del tramo estudiado del río Ter (tabla 7). La especie más frecuente fue el visón americano (*Neovison vison*), con abundancias de más de 3 rastros/km de río. Hay que destacar la presencia de la nutria (*Lutra lutra*), especie asociada a los hábitats fluviales de alto interés de conservación (Anexo II de la DH). Ausente desde 1980 en el río Ter (Ruíz-Olmo, 1998), se detectó la presencia de individuos erráticos las postrimerías del siglo XX, provenientes de la reintroducción efectuada en el Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (Baucells *et al*., 1999). Desde entonces es presente regularmente en algunos tramos del Alto Ter, a pesar de su escaso número y sin indicios seguros de cría.

Tabla 7. Índice kilométrico de abundancia de rastros de mesomamíferos en diversas estaciones del río Ter (NE Cataluña) obtenido por medio de transectos primavera de los años 2009-2010. BE: bosque estructurado, BD: bosque degradado.

Especie	BE	BD	Media
Oryctolagus cuniculus	0,00	0,34	0,13
Vulpes vulpes	0,27	0,14	0,32
Genetta genetta	0,47	0,95	0,63
Martes foina	0,50	0,34	0,64
Sus scrofa	0,52	0,00	0,36
Lutra lutra	0,65	0,40	0,60
Mustela nivalis	0,69	0,68	0,53
Erinaceus europaeus	0,69	0,81	0,37
Meles meles	0,83	1,14	1,20
Neovison vison	2,78	3,52	3,57

4.4. Estado de conservación del espacio fluvial

Prácticamente todos los indicadores estudiados presentaban diferencias estadísticas significativas (o en todo caso tendencias) entre los diferentes grupos en relación a la calidad y la hidrodinámica del río y la estructura y madurez del bosque de ribera. Sobre todo, los indicadores de calidad del agua, los índices de macroinvertebrados, como el IBMWP, los peces, las aves, los pequeños mamíferos y los murciélagos forestales. De una forma o de otra, solo algún indicador, como el índice QBR en conjunto y alguno de sus módulos en particular, la capturabilidad de los peces y el número de especies de árboles, ya fuesen autóctonos o alóctonos, no presentaban diferencias significativas.

Por otro lado, la comparativa de resultados entre 2009 y 2010, asociados a las actuaciones de restauración de la vegetación de ribera, no permitía observar diferencias significativas ni en la cobertura de la ribera, ni en la estructura del bosque de ribera (correspondientes a los primeros módulos del índice QBR), pero si que había diferencias significativas en la calidad de la cubierta, que eran peor inmediatamente después de las actuaciones de restauración. Los grupos o indicadores más relacionados directamente con los hábitats más propiamente acuáticos no mostraron cambios significativos entre los dos años, después de las actuaciones de restauración.

Entre los grupos faunísticos de ribera, las únicas diferencias significativas se dieron en el caso de los pequeños mamíferos en los rodales de robinias cortados. En el caso de las aves, no se observaron diferencias significativas. Solo en la localidad de la isla de Gallifa, después de las actuaciones de mejora, aumentaron ligeramente las aves generalistas y especialistas forestales.

5. DISCUSIÓN

5.1. Calidad hidromorfológica y de las riberas

Los resultados muestran que la mayor parte del tramo fluvial estudiado tiene las aguas limpias según los índices de calidad basados en los macroinvertebrados acuáticos (Ordeix & Ortiz, 2009). Sin embargo, una de las carencias principales es precisamente la calidad irregular del bosque de ribera que acusa de los siguientes impactos: i) pérdida de anchura (por urbanización, agricultura y populicultura), especialmente a la segunda línea del bosque; ii) abundancia de diversas especies exóticas invasoras e iii) caudales insuficientes por debajo de la mayoría de las presas hidroeléctricas, iv) discontinuidad del bosque de ribera a lo largo del curso, con zonas más bien conservadas, de anchura considerable (> 25m) y extensas. Todos los tramos evaluados, sin embargo, tienen algún tipo de presión e impacto. La relación positiva (estadísticamente significativa o bien marcando tendencias moderadas) en la abundancia del conjunto de organismos bioindicadores con la estratificación vertical y anchura del bosque y la presencia de brazos internos de río y balsas (río trenzado) indican que la complejidad de los ambientes riparios comporta una mayor diversidad de especies (macroinvertebrados acuáticos, peces, anfibios, aves y quirópteros forestales, roedores forestales, probablemente también mesomamíferos como la nutria).

No obstante, esta relación no se da en la composición de la vegetación (densidad y variedad de vegetación leñosa alóctona). Por el contrario, las actuaciones de restauración basadas en la eliminación de alóctonas más bien suponen un cierto recambio de algunas comunidades faunísticas, en especial los pequeños mamíferos (generalistas o ubicuistas substituyen a especialistas forestales).

Las actuaciones de plantación, al tratarse de planta pequeña, no tienen, en la fase inicial, un efecto inmediato sobre los indicadores medidos. Por eso, se entiende que el buen estado ecológico y biodiversidad del río Ter se asocian al mantenimiento y a la mejora de la calidad del agua del río, a la recuperación de un cierto caudal ambiental y a la conservación y restauración de la vegetación y dinámica fluvial en las islas existentes y a las riberas fluviales adyacentes. Deben pasar algunos años para que el espacio vacío creado por la eliminación de especies arbóreas invasoras alóctonas sea restituido por el crecimiento de la vegetación autóctona, plantada o de colonización espontánea del espacio.

Algunos puntos situados en áreas urbanas presentan alteraciones morfológicas evidentes, por invasión de la ribera para usos urbanos, como sucede en el Ter a su paso por las poblaciones de Torelló y Manlleu. En cambio, se conservan sectores con una cierta calidad hidromorfológica como el entorno a las islas fluviales y algunos meandros con zonas inundables. Son una muestra vigente de la actividad geomorfológica de los ríos mediterráneos y conforman hábitats de gran potencial ecológico, a pesar que se encuentran muy por debajo de su potencial ecológico a causa de los impactos apuntados antes.

La contaminación difusa es relativamente importante. Hay tramos situados en áreas urbanas y, por lo tanto, con alteraciones morfológicas evidentes. Son frecuentes las captaciones de agua y las alteraciones hidrológicas por presencia de embalses y presas, que modifican el régimen de caudal natural que les correspondería.

La conectividad fluvial es mala en todo el tramo estudiado por una gran densidad de obstáculos transversales en el cauce del río Ter en el año 2010, básicamente presas. Esto tiene consecuencias ecológicas importantes y se considera una de las principales causas del declive de especies de peces de río de todo el mundo (Marmulla & Welcomme, 2002).

Siguiendo los criterios de la DMA para los diversos indicadores, el río Ter presenta situaciones de conservación distintas según dos tipos de perturbación: i) cierta eutrofización de las aguas en las zonas urbanas y por contaminación difusa de residuos ganaderos, especialmente en Manlleu (mayor núcleo de población, con 20.500 habitantes); ii) modificación hidrológica de las riberas por muros de hormigón, presas y extracciones de áridos, fragmentación y estrechez del bosque de ribera por ocupación agrícola y populicultura y alteración de vegetación potencial por especies arbóreas alóctonas, algunas de claro comportamiento invasor (robinia, ailanto y negundo). La alteración de las riberas no queda reflejada por el QBR, que puntúa en > 75 en la mayor parte de estaciones, excepto en el tramo urbano de Manlleu y en sectores cortos de Les Masies de Voltregà y Torelló, que muestran una mala calidad (QBR = 40), por el hecho de haber pocos árboles y un muro de hormigón o presa. Sin embargo, la composición florística en toda la amplitud del bosque, a menudo dominada por árboles alóctonos, se aleja de la comunidad potencial y la madurez del bosque es escasa, con pocos árboles de gran tamaño.

5.2. Calidad fisicoquímica y biológica de las aguas

Los ríos mediterráneos pueden presentar unas diferencias muy marcadas por lo que respecta a las comunidades biológicas en un año seco o, contrariamente, en un año lluvioso (Gasith & Resh, 1999). En el caso del Ter, los años 2009-2011 fueron relativamente húmedos y las diferencias estacionales no muy marcadas. En la mayoría de los casos el Ter no se siguió un patrón típicamente

mediterráneo, por lo que en pleno verano hubo una gran abundancia de agua y eso repercutió a resaltar una cierta buena calidad fisicoquímica y biológica, sobre todo en aquellos tramos que presentaban niveles de calidad mediocres o intermedios. No obstante, la calidad fisicoquímica, en muchos tramos donde era relativamente buena en muestreos anteriores al estudio, no mejoró mucho en el período 2009-2011. En resumen, se observa cierta tendencia hacia una mejora general y una recuperación progresiva de la calidad biológica de las aguas del Ter en Osona, pero todavía insuficiente. El sector que requiere más atención es el Ter a su paso por Manlleu.

El déficit de oxígeno disuelto en el verano y el aumento súbito de conductividad eléctrica del agua del Ter río abajo de los tramos urbanos posiblemente tenían mucho que ver con la escorrentía de los campos de cultivo, prácticamente sin vegetación de ribera y los vertidos de aguas residuales tratadas solo parcialmente o sin tratar.

El aumento de las algas (eutrofia) favorecido por concentraciones de nutrientes (sobre todo amonio y nitritos) procedía de vertidos de origen doméstico o industrial (vertidos directos, rotura del sistema de alcantarillado, etc.), agrícola (estiércoles y purines en exceso como abono de los cultivos) y de los vertidos de aguas residuales de los sistemas de saneamiento. Todos ellos causan problemas de toxicidad a los macroinvertebrados y peces. Además, la calidad intermedia o mediocre de la vegetación de ribera no le permite actuar como filtro eficiente de los contaminantes.

5.3. Peces

Por lo que respecta a los peces, aparte de las liberaciones (ilegales) por parte de pescadores, la transformación del río desde antaño en una serie de presas ha beneficiado las especies de peces de aguas encalmadas, como la mayoría de los peces alóctonos, en detrimento de las especies autóctonas. La falta de conectividad ecológica, relacionada con la presencia de una gran densidad de presas sin dispositivos de paso para peces, también ha reducido la capacidad de recuperación de los autóctonos.

La distribución de la especie autóctona más abundante en el sector del río Ter estudiado, el barbo de montaña, se asocia claramente a los tramos de río trenzado, de inundabilidad elevada, y con una cobertura mayor de bosque de ribera; es decir, aquellos que disponen de un borde de sauces de porte arbóreo y arbustivo, acompañados por el aliso. Se trata, pues, de una conexión entre la ribera y una especie de pez de gran interés de conservación. Las grutas o abrigos y las raíces sumergidas del arbolado de primera línea, así como las zonas inundables en brazos laterales del río ofrecen refugios contra depredadores y más recursos tróficos, con lo cual probablemente constituyen un elemento clave para la cría y la supervivencia de alevines y jóvenes. Sin embargo, la densidad de alisos en primera línea es baja y sería interesante potenciarlos. Otra ventaja que puede representar la vegetación arbórea es la sombra estival, que puede atenuar el aumento de temperatura del agua en los tramos lénticos, aunque este aspecto no se ha podido comprobar.

Esta relación con el barbo de montaña probablemente se podría hacer extensible a las otras especies autóctonas, pero su escaso número en el tramo estudiado no permite constatarlo. Además de la estructura interna del hábitat, la fragmentación de los tramos mejor conservados condiciona la distribución agregada y discontinua de la fauna piscícola autóctona.

5.4. Anfibios

Los anfibios dependen de la presencia de puntos de agua aptos el desove, normalmente balsas, terrenos inundados temporalmente o brazos o tramos fluviales de aguas leníticas. Asociados a la dinámica del río, hay áreas de mayor interés para los anfibios, pero se trata de enclaves muy temporales, que dependen de la hidromorfología y los períodos húmedos.

Las áreas de ribera estudiadas que cuentan con balsas adyacentes y zonas de inundación temporal son pobladas por los anuros de diferentes especies. Se constata, pues, la importancia para los anfibios de unas riberas bien estructuradas, donde la hidromorfia y la vegetación permiten la formación de un río trenzado, sobre todo en islas y meandros, donde hay una mayor aportación de sedimentos y se pueden formar puntos de agua temporales o permanentes.

Sin embargo, algunos tramos de bosque bien estructurados tienen una baja presencia de anfibios. En estos casos, o bien hay falta de balsas o bien son temporales (que se llenan solo con las crecidas fuera de la época de cría de los anuros) o están pobladas de peces adultos que depredan sus larvas. Los peores tramos están emplazados en medio de una matriz agrícola, con menos áreas forestadas que otros tramos más al norte. Probablemente, la matriz agrícola predominante de la zona de estudio, limita la presencia de especies más forestales como el sapo común, localizado al norte de la zona de estudio más conectada con espacios de bosque, e impide la colonización de la zona por parte de la salamandra, que si que se encuentra en los afluentes de pocos kilómetros río arriba del área de estudio.

5.5. Aves

Las aves son el grupo vertebrado que se asocia mejor a la complejidad estructural de la vegetación de ribera. El análisis multivariante muestra que la madurez del bosque, la densidad de árboles altos y la anchura del bosque mantienen una comunidad de aves diversa en especialistas forestales y generalistas. Las aves de sotobosque y los ocupantes de las cavidades son los que mejor expresan esta relación con la complejidad estructural, ya que dependen de coberturas abundantes a poca altura y de árboles grandes y viejos que proporcionan cavidades donde criar, respectivamente. Los grandes árboles y la madera muerta en pie (estacas) son relativamente escasos en las riberas y tienden a concentrarse donde el bosque está más desarrollado y tiene más anchura. Los bordes estrechos de bosque de ribera habitualmente están poblados por árboles de escaso porte, autóctonos y alóctonos, y a menudo en densidades más elevadas. Esta estructura degradada y falta de espacio, agravada por la fragmentación de los tramos de bosque de ribera poco estructurados, dificulta que se pueda establecer una comunidad de aves diversa.

No se ha observado una dependencia de la comunidad de aves forestales con la proximidad de masas arboladas que circundan el bosque de ribera. En parte, probablemente debido a que las zonas más forestadas se concentran al norte de la zona de estudio, donde dominan las riberas degradadas. Además, la movilidad de las aves puede aprovechar el efecto de corredor de las riberas. Las franjas estrechas de ribera probablemente funcionan más como conectores entre las zonas bien estructuradas de meandros e islas y desvanecen el efecto que pueda tener la proximidad de grandes masas arboladas alrededor del curso fluvial. Solo en el caso del carbonero palustre, localizado escasamente en las mejores riberas del norte de la zona de estudio, podría estar relacionada, por el hecho que las áreas fuente de este párido están en los bosques caducifolios húmedos del norte de la cuenca.

Las aves acuáticas (anátidas y ardéidas) no se han relacionado con variables estructurales significativas del bosque de ribera. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que su distribución suele ser agregada y asociada a los tramos lénticos por encima de las presas, en especial donde hay vegetación helofítica (es el caso de los patos y la polla de agua). Los ardéidos pueden cazar a lo largo de toda la zona de estudio (en el cauce y en los campos circundantes) pero se concentran en una única colonia de cría en el tramo léntico de agua arriba de una presa. Sea por una coincidencia simple o no, los nidos se emplazan en los pocos tramos de aliso (la estructura densa de la copa y las ramas horizontales y flexibles pueden ayudar a la ubicación de los nidos) acompañada por robles de grandes dimensiones. Probablemente la selección del lugar para la ubicación de la colonia dependa simplemente de la tranquilidad del lugar (finca agrícola y ganadera sin frecuentación humana). La presencia de arbolado próxima al agua y el nivel de agua constante (que ofrece protección por un lado del río) se encargan del resto.

Una mención a parte merece el papamoscas gris. Se trata de un ave escasa asociada a los bosques de ribera en áreas de mosaico agroforestal. Parece que le favorece la presencia de bosques de ribera bien estructurados, altos, con buena cobertura del estrato arbóreo y una superficie amplia. La colonización de la zona por parte del pico menor y el carbonero palustre puede obedecer a la expansión de especies forestales observada en los dos últimos decenios en Cataluña (Estrada *et al.*, 2004).

5.6. Pequeños mamíferos

Los pequeños mamíferos fluviales no son una comunidad faunística muy diversa. Sin embargo, es el grupo vertebrado que ha respondido a los cambios estructurales en el dosel arbóreo a raíz de las restauraciones fluviales, debido a su dependencia de la disponibilidad de microhábitats adecuados para esconderse de los depredadores, hacer sus nidos y obtener alimento (Yahner, 1982). Las dos especies de pequeños roedores más abundantes, el ratón de campo y el ratón moruno, se comportan de manera complementaria en función del dominio de masa arbolada o del espacio abierto, respectivamente. El dominio de cultivos y pastos alrededor de los bosques de la ribera facilita la colonización de las zonas desarboladas o del bosque de ribera de poca anchura por parte del ratón moruno, probablemente porqué el ratón de campo tiende a abandonar las zonas desarboladas.

La rata de agua prefiere los cursos de agua con vegetación herbácea de ribera alta y densa, y se ve afectada en gran medida por la degradación de las riberas y la calidad del agua. En los últimos años, aparte de la competencia con especies como la rata común, que llega a desplazarla (Rojas & Palomo, 2007), sus poblaciones han menguado bastante posiblemente debido a la expansión y el aumento del visón americano.

5.7. Quirópteros

El método de muestreo (estaciones de ecolocalización convencionales) no permite precisar la selección del hábitat por parte de los quirópteros. Los murciélagos pueden escoger perfectamente rodales más maduros, con más abundancia de cavidades en el árbol donde refugiarse, pero cazan en cualquier espacio abierto. También, cazan en el interior del bosque siempre y cuando no sea demasiado denso. Esta dualidad dificulta discernir los resultados; con las estaciones analizadas se puede distinguir si cazan pero no si seleccionan un rodal en concreto como zona de refugio diurno, como es el caso de los contactos en vuelo de barbastela en un tramo de bosque de ribera estrecho

y joven. Las capturas complementan los datos, sobre todo por lo que respecta a la detección de especies difíciles de distinguir con los detectores y aportan indicios de cría. La combinación de los dos métodos ha permitido establecer una tendencia a seleccionar los tramos de bosque de ribera más bien conservados, donde la proporción de especies forestales con respecto a los generalistas es más grande.

Es muy probable que el nóctulo pequeño, el murciélago gris itálico y la barbastela seleccionen preferentemente los rodales de bosque de ribera con concentración de cavidades, proveídas en gran parte por los picos y por cortezas de árboles muertos en pie. La elevada densidad de arbolado de las saucedas, con muchos pies jóvenes y retoños, es un impedimento para la caza en el interior del bosque, en sitios a priori favorables, como las islas fluviales. Por otro lado, los brazos de río lénticos y las balsas fluviales, donde se concentran invertebrados acuáticos de fase aérea, son puntos de atracción para la caza. Lo evidencian las concentraciones de murciélagos en tramos lénticos del río y las capturas de murciélago ribereño, junto con las pipistrelas, en los brazos internos de las islas fluviales.

Un esfuerzo mayor en campañas de captura, la inspección de cavidades y el análisis de estaciones de ecolocalización automáticas seguramente permitirían afinar las relaciones de los quirópteros con lo estructura de las riberas.

5.8. Mesomamíferos

Los rastros observados de mesomamíferos no responden a patrones de estructura del bosque, pero si de paisaje. La movilidad de carnívoros y ungulados les permite recorrer los bordes de río y frecuentar tramos bien conservados y otros degradados. Falta por conocer si los tramos menos estructurados sirven más como corredores que como zonas de alimentación. En el caso de los carnívoros, la abundancia del ratón moruno y otros pequeños mamíferos no forestales en las zonas degradadas puede compensar la pérdida de diversidad de estos espacios. Sin embargo, puede pensarse que las zonas más complejas ofrezcan más recursos (frutos, invertebrados, anfibios, aves) y más probabilidad de encontrar lugares tranquilos donde esconder los refugios. Las zonas con mayor cobertura forestal y próxima a masas de bosque importantes facilitan la frecuentación de las riberas (y el establecimiento de territorios) por parte de los mamíferos más forestales (jineta, garduña y jabalí).

Solo la nutria y el visón americano son especies asociadas a los cursos de agua. El visón americano es abundante en todo el tramo estudiado y parece que depende más de la oportunidad de encontrar presas en el agua, según el caudal circulante. La abundancia de peces alóctonos en tramos degradados debe permitir al visón no depender de estructura de la ribera. La nutria no está estabilizada en la zona y los pocos datos disponibles no permiten sacar muchas conclusiones. No obstante, la mayoría de datos disponibles corresponden a las islas fluviales, donde el hábitat es más complejo, tanto acuático (que ofrece más oportunidades de pesca) como de ribera (la cubierta vegetal ofrece protección y refugio), situación que podría estabilizar en la zona una hembra con crías.

5.9. Estado de conservación del espacio fluvial

Las actuaciones de restauración de la vegetación de ribera del río Ter efectuadas en invierno de 2009-2010 permitieron aumentar la calidad de la cubierta vegetal por lo que respecta a su composición y mejora estructural de cara al futuro. La corta de gran cantidad de árboles alóctonos, desde plantones

hasta árboles de 45 cm de diámetro normal (Camprodon *et al*., 2010), comportó algunos cambios en los indicadores biológicos en el conjunto de las zonas de actuación. Los índices QBR e IVF en las fincas piloto tendieron a disminuir con esta primera fase de la restauración. Por lo que respecta a la fauna, solo en las áreas donde se eliminaron rodales enteros de robinias y ailantos se constataron cambios a corto plazo en la fauna de ribera, en cuento a las proporciones de especies de pequeños mamíferos. Debe entenderse como una consecuencia a corto plazo de las actuaciones de control de especies vegetales invasoras, que se considera prioritario, a pesar que esto implique una pérdida de estructura del bosque de ribera en los próximos años. Se estima que el estado ecológico de estos sectores se recuperará en los 10-15 años siguientes, gracias al crecimiento rápido de la vegetación ribereña.

En ciertas estaciones la vegetación de primera línea de ribera ya era autóctona y eso explicaría que después de eliminar las especies invasoras no cambiaron sustancialmente los indicadores de calidad biológica fluvial. En algunos casos, solo cambió ligeramente la cobertura de sombra sobre el cauce, pero esta modificación se considera poco significativa en ríos de la anchura del Ter, que en el tramo estudiado es de como mínimo 30 m. La respuesta esperada de las modificaciones realizadas en el medio acuático será, pues, a medio y a largo plazo.

6. CONCLUSIONES

1. La vegetación de ribera del curso medio-alto del río Ter no ha alcanzado todo su potencial (p. e. el índice QBR, que puntúa de 0 a 100, variaba entre 19 y 97). El bosque de ribera primigenio se ha sustituido por cultivos, pastos, choperas y espacios urbanizados y a menudo se ve limitado a una primera línea de escasos metros de anchura. Son bosques relativamente jóvenes, con especies vegetales invasoras abundantes, mala conectividad y con una dinámica artificial del agua, sobre todo por un caudal insuficiente de agua por debajo de las presas, según se desprende de los índices QBR e IVF y de los inventarios forestales. Los sectores más bien conservados, con una heterogeneidad estructural mayor y vegetación de segunda línea, coinciden con los que acogen valores más elevados de calidad ecológica y biodiversidad. La mejora de la estructura actual de los bosques de ribera (estratificación vertical y presencia de árboles de gran porte y árboles muertos en pie) junto con el incremento de su anchura y extensión longitudinal, conectando diferentes tramos bien conservados, aumentará la complejidad y funcionalidad del sistema y facilitará la diversidad faunística de las riberas.
2. El encadenamiento de presas es un impedimento a la dinámica natural del río. Las presas modifican el caudal y retienen los sedimentos gruesos (lo resaltan los valores modestos de los índices IHF y RHS). Se identifican tramos hidrológicamente muy modificados, lénticos por causa del agua retenida en las presas, y otros de lóticos por debajo de las presas, que a menudo carecen de caudales ambientales. La conectividad fluvial para los peces (índice ICF) es mala a causa del efecto barrera de las presas. La reforestación de riberas, la implementación de caudales ambientales, la reactivación de brazos inactivos y áreas inundables, el replanteo de una parte de las presas existentes y el establecimiento de dispositivos de paso para peces en las otras presas, son acciones que permitirían incrementar la proporción del barbo de montaña –y posiblemente también las otras especies de peces autóctonos- en relación con las especies invasoras.
3. La calidad físico-química del agua es buena o muy buena por encima del núcleo de población más importante, Manlleu. A la salida de este término municipal la calidad se considera mala

debido a vertidos urbanos no conectados a la red de saneamiento, contaminación agrícola y ganadera difusa y la salida de la estación depuradora de aguas residuales.

4. El uso de diversos indicadores se considera esencial por conocer el estado y la evolución de los proyectos piloto de restauración en relación a la vegetación de ribera, la implementación de caudales ambientales, la reactivación de brazos inactivos y áreas inundables y la conectividad ecológica. Se considera importante seguir evaluando diversas variables a medio plazo (durante los próximos 10-15 años), incluidas las interacciones entre el estado de conservación, el estado ecológico y los bioindicadores, con el propósito de valorar la efectividad de las actuaciones de conservación y restauración efectuadas y, en caso necesario, corregirlas.
5. Los indicadores hidromorfológicos que mostraron una consistencia mayor fueron las variables espaciales, como la anchura del bosque de ribera, el grado de canalización del cauce (Pedersen *et al*., 2003, 2004), la distancia a un obstáculo, superior e inferior, el índice de conectividad fluvial (ICF; Solà *et al*., 2011), la tipología de la ribera (Stevenson & Mills, 1999), el primer módulo del índice de calidad del bosque de ribera (Munné *et al.*, 1998), distintos componentes de las estaciones forestales, como la cobertura de la cada estrato y el grado de madurez del arbolado (Camprodon, 2003), el índice de calidad del hábitat acuático (Prat *et al.*, 2002) y el del conjunto del espacio fluvial (Raven *et al*., 1998).
6. Los indicadores biológicos empleados más consistentes fueron los siguientes: i) la riqueza de familias macroinvertebrados acuáticos, el índice IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988, Alba-Tercedor *et al*., 2002); ii) los peces, sobre todo la riqueza de especies autóctonas y el % de especies invasoras, fundamentos del índice IBICAT2010 (Sostoa *et al.*, 2010); iii) las aves, muestreadas mediante estaciones de escucha (Ramsey & Scott, 1979, Reynolds, 1980, Blondel *et al*., 1981) y agrupadas en gremios de afinidad ecológica; iv) la relación de murciélagos especialistas forestales con respecto a los generalistas, todos ellos determinados en estaciones de ecolocalización combinadas con sesiones de captura (Flaquer *et al*., 2007); v) los pequeños mamíferos (Flowerdew *et al*., 2004; Torre *et al*., 2011), por su respuesta inmediata a las intervenciones de restauración de la vegetación.
7. En particular, la comunidad de aves y las variables forestales se estiman como muy buenos indicadores a incorporar en la validación del cumplimiento de la DMA. La comunidad de aves es de medida sencilla e indicadora especialmente sensible a los cambios en la vegetación. Por lo que respecta a gremios concretos, los especialistas y generalistas forestales se definen como los indicadores de los bosques de ribera bien conservados en el área de estudio y, más en concreto, las aves de sotobosque (chochín, petirrojo, ruiseñor, mirlo y curruca capirotada), las aves trepadoras (pico picapinos, pico menor y agateador común) y las aves de mosaicos agroforestales (papamoscas gris y oropéndola).
8. Las variables forestales y ecológicas del bosque de ribera permiten ir más allá de las variables más simples, medidas para los índices QBR e IVF, ya que posibilitan relacionar el estado de conservación del bosque de ribera con especies amenazadas y bioindicadores, a pesar que su medida es algo más costosa (requiere más inversión de tiempo). Para su aplicación estandarizada tendría que hallarse un compromiso entre la efectividad y el coste del muestreo. Los hábitats de ribera del Ter y muchas especies son de interés, algunos prioritario, según la DH y la DON. En consecuencia, se propone incluir los tramos más bien conservados a la red Naturaleza 2000. Los acuerdos de custodia firmados con propietarios y administraciones representan instrumentos muy útiles para facilitar la recuperación del buen estado ecológico e incrementar la diversidad de las riberas fluviales.
9. En el caso del Ter, para seguir las indicaciones de la DMA y la Directiva Hábitats (incrementar el

buen estado ecológico y recuperar hábitats y especies amenazadas) se debe dirigir la restauración de la vegetación de ribera hacia la complejidad máxima: estratificación vertical de la vegetación, madurez del arbolado y densidad de madera muerta en pié. Al mismo tiempo, es necesario aumentar la superficie de bosque de ribera y conectar fragmentos. Estas acciones beneficiarían a la fauna vertebrada, en especial peces, anfibios, aves, pequeños mamíferos y quirópteros. Una actuación complementaria a considerar es realizar mejoras hidromorfológicas, como la recuperación de brazos fluviales y, en todas las presas, el establecimiento de dispositivos de paso para peces (y otra fauna) y de caudales ambientales. También hay que resolver diversas disfunciones del saneamiento que todavía afectan negativamente a la calidad del agua del río.

10. Los hábitats de ribera del Ter y muchas especies son de interés, algunos prioritario, según la Directiva Hábitats y la Directiva Aves. En consecuencia, se propone incluir los tramos más bien conservados a la red Natura 2000. Los acuerdos de custodia firmados con propietarios y administraciones representan instrumentos muy útiles para facilitar la recuperación del buen estado ecológico e incrementar la diversidad de las riberas fluviales.
11. Las actuaciones de sensibilización ambiental son una herramienta relacionada con la restauración, y con este propósito se considera interesante plantear actuaciones centradas en especies poco conocidas por el público, como los murciélagos y la rata de agua, de otros que tienen un cierto interés socioeconómico, el caso de los peces (trucha, barbo de montaña, bagre catalán y anguila) y también las consideradas especies bandera, como los ardéidos y la nutria.

7. AGRADECIMIENTOS

El proyecto Ricover se llevó a cabo en el marco de la convocatoria Interreg IVB SUDOE de la Unión Europea. El proyecto Riberes del Ter recibió financiación de la Agència Catalana de l'Aigua y del Departament de Medi Ambiente i Habitatge de la Generalitat de Catalunya, así como apoyos de la Diputació de Barcelona, Obra social de "Caixa Catalunya", Obra social de "La Caixa", Fundación Biodiversidad y Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.

Queremos agradecer especialmente a los propietarios de las fincas piloto, por su trato impecable y las facilidades dadas, y en el mismo sentido a los ayuntamientos de Torelló, Les Masies de Voltregà y Manlleu. Valoramos también el grado de implicación de la brigada del proyecto Ricover, que se encargó de la mayoría de los trabajos forestales, y concretamente de los capataces Quim Fité y Joan Marfil, y los operarios Albert Rodríguez, Juan Aranda, Ahmed Mnwar, Yusef Ouriach y Pau Izquierdo. Así mismo, agradecemos también la participación de los alumnos del Módulo de horticultura ecológica del Ayuntamiento de Manlleu, y muy especialmente a su responsable, Manel Macià, la cooperativa SHES, la empresa TAC Osona y los alumnos del IES Voltreganès (Les Masies de Voltregà). A Enric Vadell, por sus consejos y supervisión desde el Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya. Por su participación en la preparación del proyecto, a Pau Vericat, Pere Casals, Francesc Montané y Jaime Coello. Y por su apoyo especialmente en el trabajo de campo, a Gerard Berengueras, Marta Testuri, Xavier Moncunill, Xavier Bergara, Núria Fontova, Ádám Tamás, Fermí Sort, Laura Solà, Marta Alemany, Nil Casademont, Pau Parés, Margalida Ferrer, Vanesa Galán, Irene Plana, Lluís Pastor, Gerard Bartrina, Ester Pujol, Zuzana Vašourková, Luís Moliner, Carla Casellas, Èlia Bretxa, Pere Rifà, Quim Pou-Rovira, Romero Roig y Tura Puntí.

8. BIBLIOGRAFIA

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA). 2005. *Pla sectorial de cabals de manteniment de les conques internes de Catalunya.* Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 64 pp. http://aca-web.gencat.cat/aca

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA). 2006a. *BIORI. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius.* Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 89 pp. http://aca-web.gencat.cat/aca

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA). 2006b. *HIDRI. Protocol per a la valoració de la qualitat hidromorfològica dels rius.* Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 158 pp. http://aca-web.gencat.cat/aca

ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

ALBA-TERCEDOR, J.; JAIME-CUÉLLAR, P.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; BONADA, N.; CASAS, J.; MELLADO, A.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ROBLES, S.; SÁINZ-CANTERO, C.E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M.L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M.R.; VIVAS, S. & ZAMORA-MUÑOZ, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.

AYMERICH, J., BAUCELLS, J., BIGAS, D., CAMPRODON, J. ESTRADA, J., MOLIST, M. ORDEIX, M., RAMONEDA J. & VIGUÉ, J. 1991. *Els ocells d'Osona.* Lynx edicions. Barcelona.

BARBOUR, M. T., GERRITSEN, B. D., SNYDER B. D. & STRIBLING, J. B. (ed.). 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.

BAUCELLS, J., CAMPRODON, J. & ORDEIX, M. 1999. *La Fauna Vertebrada d'Osona. Atles dels Peixos, els Amfibis, els Rèptils, els Ocells i els Mamífers actuals i extingits recentment de la Plana de Vic, el Pre-pirineu, el Collsacabra, les Guilleries, el Montseny i el Lluçanès*. Lynx Edicions, SL. Barcelona. 246 pp.

BLONDEL, J., FERRY, C. & BROCHET, B. 1981. Point counts with unlimited distance. In Ralph, C. J. & J. M. Scott (ed.). Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology*, 6: 414-420.

BOADA, M., MAYO, S. & MANEJA, R. (ed.). 2008. *Els sistemes socioecològics de la conca de la Tordera*. Institució Catalana d'Història Natural, filial de l'Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 541 pp.

BOLÒS, O. 1959. *El paisatge vegetal de dues comarques naturals: la Selva i la Plana de Vic*. Arxius de la Secció de Ciències, XXVI. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 169 pp.

CAMPRODON, J. 2003. Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric: efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona.

CAMPRODON, J., CAMPIÓN, D., MARTÍNEZ-VIDAL, R., ONRUBIA, A., ROBLES, H., ROMERO, J. L. & SENOSIAIN, A. 2007. Status, habitat selection and conservation of Iberian Woodpeckers. In Camprodon, J. & Plana, E. (ed.). *Biodiversity conservation, vertebrates and forestry*. Pp 391-434. Edicions Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.

CAMPRODON, J., ORDEIX, M. GUIXÉ, D. JIMÉNEZ, L. & LLACH, F. 2010. Actuacions silvícoles de restauració del bosc de ribera al curs mitjà-alt del riu ter. *XXVII Jornades Tècniques*

Silvícoles, 53-61. Consorci Forestal de Catalunya.

CASAS, C. & NINOT, J. M.. 1995. Estudi fitocenològic de les pastures de la Plana de Vic. I: Comunitats vivaces (*Mesobromion i Aphyllantion*). *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 62: 2 -52.

CASAS, C. & NINOT, J. M.. 1996. Estudi fitocenològic de les pastures de la Plana de Vic. II: Comunitats terofítiques (Thero-Brachypodietea) i síntesi. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 63: 27-50.

CLAVERO, M., F. BLANCO-GARRIDO F. & PRENDA, J. 2006. Monitoring small fish populations in streams: a comparision of four passive methods. *Fisheries research*, 78: 243-251.

CLAVERO, P., MARTÍN-VIDE, J. & RASO, J. M. 1996. *Atles climàtic de Catalunya. Termopluviometria*. Institut Cartogràfic de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques i Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 42 pp.

CLEVENGER, A. P. 1993. Sign surveys as an important tool in carnivoreconservation research and management programmes. Pp. 36-46 a: *Proceedings of the Seminar on Management of Small Populations of Threatened Mammals*. Council of Europe, Sofia, Bulgària.

EC. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities.

EC. 2007. Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Official Journal of the European Communities.

ENVIRONMENT AGENGY (EA), SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (SEPA), ENVIRONMENT & HERITAGE SERVICE (EHS). 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland. *Field Survey Guidance Manual: 2003 Version*. United Kingdom. 136 pp.

ESTRADA, J. PEDROCCHI, V., HERRANDO, S. & BROTONS, LL. (eds). *Atles dels Ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Lynx Edicions. Barcelona. 638p.

FLAQUER C., PUIG, X., FÀBREGAS, E., GUIXÉ, D., TORRE, I., RÀFOLS, R. G., PÁRAMO, F., CAMPRODON, J. CUMPLIDO, J. M., RUÍZ-JARILLO, R., BAUCELLS, A. L., FREIXAS, L., ARRIZABALAGA, A. 2010. Revisión y aportación de datos sobre quirópteros de Catalunya: propuesta de lista roja. *Galemys*, 22 (1): 29-61.

FLAQUER, C., TORRE, I. & ARRIZABALAGA, A. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2): 526–533.

FLOWERDEW, J. R., SHORE, R. F., POULTON, S. M. C. & SPARKS, T. H. 2004. Live trapping to monitor small mammals in Britain. *Mammal Review*, 34: 31-50.

GASITH, A. & RESH, V. H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 51-81.

LENAT, D. R. 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2: 192-198.

LEPS, J. & SMILAUER, P. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data. Faculty of Biological Sciences. University of South Bohemia.

LOBÓN-CERVIÁ, J. 1991. Estudio de poblaciones de peces en ríos. Pesca eléctrica y métodos de estima de la abundancia. Museo Nacional de Ciencias Naturales - Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 156 pp.

LUQUE-LARENA, J. J. & GOSÁLBEZ, J. 2007. *Myodes glareolus* Schreber, 1780. Pp: 398-400. In Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. (ed.). *Atlas y libro rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SECEM- SECEMU, Madrid. 586 pp.

MARMULLA, G. & WELCOMME, R. (ed.). 2002. *Fish passes. Design, dimensions and monitoring*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturvau (DVWK). Roma. 118 pp.

MUNNÉ, A., SOLÀ,C. & PRAT, N. 1998. QBR: Un índice para la evaluación de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175: 20-37.

Norma CEN estàndard *UNE-EN 14011:2003: Water Quality – Samplig of fish with electricity.*

ORDEIX, M. & ORTIZ, J. 2009. Casos d'estudi: Osona i la Costa Brava. In Ortiz, J. & Ordeix, M. (ed.). *Espiadimonis, nàiades, sabaters i cuques de capsa. Els macroinvertebrats dels rius i zones humides de Catalunya*. Pp 119-142. Col·lecció La turbina, 3. Museu Industrial del Ter, Eumo editorial. Manlleu. Catalunya.171 pp.

PARDO, I., ÁLVAREZ, M. CASAS, J., MORENO, J. L., VIVAS, S., BONADA, N. ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUELLAR, P., MOYA, G., PRAT, N., ROBLES, S., SUÁREZ, M. L., TORO, M. & VIDAL-ALBARCA, M. R. 2002. El hàbitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hàbitat. *Limnetica*, 21: 115-133.

PEDERSEN M. L. & BAATTRUP-PEDERSEN, A. 2003. *National monitoring programme 2003-2009.* Assessment methods manual. Technical Report no. 21. National Environmental Research Institute of Denmark.

PEDERSEN, M. L., OVESEN, N. B., RIBERG, F N., CLAUSEN, B., LETHOTSKY, M. & GRESKOVÁ, A. 2004. Hydromorphological assessment protocol for the Slovak Republic. Annex 1. In: *Establishment of the Protocol on Monitoring and Assessment of the Hydromorphological Elements. Twinning light Project no. TLP 01-29*.

POUS, P. & CAMPRODON, J. 1990. El medi natural. In Albareda, J., Burgaya, J., Camprodon, J., Molist, M., Pladevall, A., Pous, P., Surinyach, M., Vilalta, M. *Manlleu. Aproximació a la història, l'entorn, l'economia i l'estructura territorial.* Pp 11-49. Ajuntament de Manlleu. Col·lecció l'Entorn. Eumo editorial. Vic.

PRAT, N., ORDEIX, M., LLACH, F. & VILALTA, E. 2012. *Els espais fluvials. Manual d'avaluació del planejament urbanístic*. Àrea de Territori i Sostenibilitat, Diputació de Barcelona. 87 pp.

RAMSEY, F. L., & SCOT, J. M. 1978. Use of circular plot surveys in estimating the density of a population with Poisson scattering. *Technical Report* 60, Dep. of Statistics, Oregon State Univ., Corvallis.

RAVEN, P. J., BOON, P. J., DAWSON, F. H. & FERGUSSON, A. J. D. 1998. Towards a integrated aproach to classifying and evaluating rivers in UK. *Aquatic conservation marine and Freswater ecosystems*, 8 (4): 383-393.

REYNOLDS, R. T., SCOTT, J. M. & NUSSBAUM, R. A. 1980. A variable circular pilot method for estimating bird numbers. *Condor*, 82: 30-313.

RIFÀ, P. 2011. Avaluació de la flora i la vegetació de ribera dins l'àmbit del projecte "Riberes del Ter". Treball de Màster de Grau en Enginyeria de Forests, Universitat de Lleida, en col·laboració amb el Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu del Ter. 103 pp.

ROJAS, A. B. & PALOMO, L. J. 2007. *Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769. Pp: 458-460. In Palomo, L. J.; Gisbert, J. & Blanco J. C. (ed.). *Atlas y libro rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SECEM- SECEMU, Madrid. 586 pp.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. *Biometry.* Freeman. New York.

SOLÀ, C., ORDEIX, M., POU-ROVIRA, Q., SELLARÈS, N., QUERALT, A., BARDINA, M., CASAMITJANA, A. & MUNNÉ, A. 2011. Longitudinal connectivity in hydromorphological quality assessments of rivers. The ICF index: A river connectivity index and its application to Catalan rivers. *Limnetica*, 30 (2): 273-292.

SOSTOA, A. DE; CAIOLA, N. M., CASALS, F., GARCIA-BERTHOU, E., ALCARAZ, C., BENEJAM, L., MACEDA, A., SOLÀ C. & MUNNÉ, A. 2010. Ajust de l'índex d'Integritat Biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental als rius de Catalunya. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 187 pp. http://aca-web.gencat.cat/aca

STEVENSON, N. J. & MILLS, K. E. 1999. Streambank and Shoreline Conditions. In Bain, M. B. & Stevenson, N. J. (ed.). 1999. Aquatic habitat assessment: common methods. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. 216 pp.

TORRE, I. & ARRIZABALAGA, A. 2009. Efectos de la estructura forestal sobre la abundancia del topillo rojo *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) en un encinar de la Garrotxa (NE Catalunya). *Galemys*, 21 (nº especial): 25-34.

TORRE, I, GUIXÉ, D. & SORT, F. 2010. Comparing three live trapping methods for mammal sampling in cultivated areas of NE Spain. *Hystrix It. J. Mamm.*: 21(2): 147-155.

TORRE, I; ARRIZABALAGA, A., FREIXAS, L., PERTIERRA, D. & RASPALL, A. 2011. Primeros resultados del programa de seguimiento de micromamíferos comunes en España (SEMICE). *Galemys*, 23 (nº especial): 81-89.

YAHNER, R. H. 1982. Microhabitat use by small mammals in farmstead shelterbelts. *J. Mammology*, 63: 440-445.



Martín pescador *(Alcedo atthis)*. Foto: Carles Santana.



RICOVER

Restauración ecológica en
ríos del sudoeste europeo
www.ricover.eu

SUDOE
Interreg IV B

UE/EU — FEDER/ERDF

Hinc patriam sustinet
Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa

ÁGUAS DO ALGARVE
Grupo Águas de Portugal

ARH ALGARVE
Administração da Região Hidrográfica do Algarve I.P.

JUNTA DE EXTREMADURA
Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente

CENTRE FORESTAL / TECNOLÒGIC DE CATALUNYA