



**life
fluvial**

LIFE16 NAT/ES/000771



MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE RESTAURACIÓN DE CORREDORES FLUVIALES



Diciembre 2022

LIFE16 NAT/ES/000771 – LIFE FLUVIAL

USC IBADER
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
Instituto de Biodiversidade Agraria e e Desenvolvimento Rural

Indurot
Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio

Universidad de Oviedo
Universidat d'Uviéu
University of Oviedo

 **INSTITUTO
SUPERIOR D
AGRONOMIA**
Universidade de Lisboa

 **GrupoTragsa**

MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE RESTAURACIÓN DE CORREDORES FLUVIALES

**Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural (IBADER)
Universidade de Santiago de Compostela**

Pablo Ramil-Rego
Javier Ferreiro da Costa
Luis Gómez-Orellana Rodríguez
Carlos Oreiro Rey
Hugo López Castro

**Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT)
Universidad de Oviedo**

Pilar García Manteca
Mauro Sanna
Elena Fernandez Iglesias
María Fernandez García
Antonio Torralba Burrial
Jesús Valderrábano Luque
Eduardo Cires Rodríguez

**Instituto Superior de Agronomía (ISA)
Universidade de Lisboa**

Patricia Rodríguez González

Empresa de Transformación Agraria, S.A., S.M.E., M.P (TRAGSA)

José Luis Valiño Saavedra

ÍNDICE

0.	RESUMEN/ABSTRACT	1
1.	INTRODUCCIÓN	2
1.1.	MARCO DEL MANUAL	2
1.2.	MARCO LEGAL DE LOS CORREDORES FLUVIALES	3
2.	OBJETIVOS DEL MANUAL	5
3.	VALOR AMBIENTAL DE LOS CORREDORES FLUVIALES	6
3.1.	CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y AMBIENTAL	6
3.2.	DEFINICIÓN DEL ESTADO DE EQUILIBRIO HIDROMORFOLÓGICO DEL CORREDOR	8
3.3.	HÁBITATS ASOCIADOS A LOS CORREDORES	10
3.4.	ESPECIES DE INTERÉS PARA LA CONSERVACIÓN	12
3.5.	USOS Y VALORES CULTURALES	14
3.6.	SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	16
4.	FACTORES DE AMENAZA Y ESTADO DE CONSERVACIÓN	17
4.1.	AMENAZAS Y ALTERACIONES DE LOS CORREDORES FLUVIALES	17
4.2.	DEFINICIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN FAVORABLE Y BUEN ESTADO ECOLÓGICO	21
5.	GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE CORREDORES FLUVIALES	24
5.1.	ABORDANDO LA RESTAURACIÓN DE CORREDORES FLUVIALES	24
5.2.	RESTAURACIÓN HIDROMORFOLÓGICA DEL CAUCE	29
5.3.	CONTROL Y ELIMINACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS	34
5.4.	PLANTACIÓN EN LA RESTAURACIÓN FORESTAL	41
5.5.	MEDIDAS DE GESTIÓN FRENTE AL DECAIMIENTO DE ESPECIES RIPARIAS ESTRUCTURALES	45
5.6.	ESTABILIZACIÓN DE MÁRGENES MEDIANTE BIOINGENIERÍA	50
6.	DIVULGACIÓN Y SENSIBILIZACIÓN AMBIENTAL	54
7.	EJEMPLOS DE RESTAURACIÓN EN LIFE FLUVIAL	58
7.1.	ELIMINACIÓN DE PLANTACIONES FORESTALES EN LA RÍA DE RIBADEO	58
7.2.	ELIMINACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN EL CORREDOR DEL Eo	63
7.3.	GESTIÓN FRENTE AL DECAIMIENTO DEL ALISO EN EL CORREDOR DEL MIÑO	68
7.4.	MEJORA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS LAGUNAS DE ARNAO-VILLADÚN	73
7.5.	MEJORA DE LA CONECTIVIDAD EN HUMEDALES LACUNARES DE TERRA CHÁ	77
7.6.	GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS BOSQUES HIGRÓFILOS EN EL EMBALSE DE CECEBRE	81
7.7.	RESTAURACIÓN DE HÁBITATS NATURALES EN LA RÍA DE BETANZOS	85
8.	BIBLIOGRAFÍA	90



lifefluvial
LIFE16 NAT/ES/000773



0. RESUMEN

El presente Manual de Buenas Prácticas pretende trasladar las experiencias adquiridas en el transcurso del proyecto LIFE FLUVIAL para la elaboración y ejecución de proyectos de restauración de corredores fluviales atlánticos ibéricos. Gran parte de los aspectos que se abordan en el mismo pueden ser aplicables a otras regiones biogeográficas dado que la mayoría comparten características y amenazas. Se busca que este manual sirva como una herramienta para los gestores del territorio que tengan que llevar a cabo trabajos en entornos fluviales atlánticos, de forma que puedan encontrar información útil que pueda ser aplicada durante su ejecución.

A lo largo del documento se describe el valor ambiental de los corredores fluviales tanto desde el punto de vista ecológico, hidromorfológico y cultural, así como los servicios ecosistémicos que éstos proveen, los factores de amenaza, el estado de conservación y las actuaciones de restauración propiamente dichas en base a unos principios básicos de restauración ecológica, así como el seguimiento que ha de hacerse de las mismas y la participación pública que ha de acompañar todo el proceso. En la última parte del documento se detallan varios ejemplos de actuaciones llevadas a cabo en el proyecto LIFE FLUVIAL.

1. ABSTRACT

This Manual of Good Practices aims to transfer the experiences acquired during the LIFE FLUVIAL project for the preparation and execution of restoration projects for Iberian Atlantic fluvial corridors. Much of the aspects that are addressed in it may be applicable to other biogeographical regions since most share characteristics and threats. It is intended that this manual serve as a tool for land managers who have to carry out work in Atlantic fluvial environments, so that they can find useful information that can be applied during its execution.

Throughout the document, the environmental value of fluvial corridors is described from the ecological, hydromorphological and cultural point of view, as well as the ecosystem services they provide, the threat factors, the state of conservation and the restoration actions themselves. Said based on some basic principles of ecological restoration, as well as the follow-up that must be done on them and the public participation that must accompany the entire process. The last part of the document details several examples of actions carried out in the LIFE FLUVIAL project.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 MARCO DEL MANUAL

Los corredores fluviales constituyen uno de los principales componentes naturales que revisten primordial importancia para la fauna y flora silvestres. Debido a su estructura lineal y continua, desempeñan un importante papel de puntos de enlace que son esenciales para la migración, el refugio, la distribución geográfica y el intercambio de las especies silvestres pertenecientes a distintos grupos taxonómicos y a distintos tipos de medios (terrestres, acuáticos), sirviendo además de conexión efectiva entre los corredores montanos, el espacio litoral y marino. Además de esta función ecológica también desempeñan un papel importante como reguladores hidrológicos.

El concepto de corredor fluvial va aparejado al propio concepto de río, que representa mucho más que una simple masa de agua que circula por un cauce. El corredor fluvial abarca el conjunto del territorio fluvial, es decir, el río en su canal de estiaje, la vegetación de ribera y el espacio que ocupan las aguas durante las crecidas, junto con la cubierta vegetal asociada. Los corredores fluviales, además de su valor ecológico intrínseco, cumplen dos funciones fundamentales, como conectores ecológicos y como reguladores hidrológicos.

Diferentes presiones están mermando las funciones de los corredores fluviales en la región atlántica ibérica, afectando al estado de conservación de los mismos. La presencia de especies exóticas e invasoras, incluyendo también las especies patógenas como es el caso del Oomycete *Phytophthora*, que está provocando una elevada mortandad en los alisos; los procesos de cambios del paisaje (cambios de uso, actividades de uso público, intensificación en la actividad agrícola y ganadera, pérdida de usos tradicionales compatibles y de baja intensidad, cambio climático, etc.) junto con alteraciones hidromorfológicas del cauce, constituyen en la actualidad factores de amenaza que generan, con distintos grados de intensidad, el deterioro y fragmentación de los hábitats de los corredores fluviales.

Debido a la importancia creciente de este tipo de presiones sobre el medio fluvial y sus evidentes repercusiones en los hábitats y espacios de los corredores fluviales, se pone de manifiesto la necesidad de llevar a cabo actuaciones de recuperación y restauración del medio fluvial. En este contexto se enmarca el proyecto LIFE FLUVIAL cuyo principal objetivo es la mejora y la gestión sostenible del estado de conservación de corredores fluviales atlánticos ibéricos en la Red Natura 2000. Para este propósito, el proyecto desarrolla una estrategia transnacional para la gestión sostenible de sus hábitats en varias cuencas del NW de la Península Ibérica.

Con dicha estrategia se han establecido las líneas de actuación para mejorar el estado de conservación de los hábitats utilizando las mejores técnicas y criterios disponibles a la hora de llevar a cabo actuaciones de restauración en los corredores fluviales. Estos aspectos se abordan en el presente Manual de Buenas Prácticas con el objetivo de desarrollar la estrategia mediante actuaciones que mejoren el estado de conservación de los hábitats, mediante la restauración de su composición, estructura y funcionalidad, de forma que se mejore la conectividad y se reduzca la fragmentación de éstos.

Con este manual se pretende trasladar las experiencias adquiridas en el transcurso del proyecto LIFE FLUVIAL para la elaboración y ejecución de proyectos de restauración de corredores fluviales atlánticos ibéricos. No obstante, gran parte de los aspectos que se abordan en el mismo, pueden ser aplicables a otras regiones biogeográficas dado que la mayoría comparten características y amenazas. Se pretende que este manual sirva como una herramienta para los gestores del territorio que tengan que llevar a cabo trabajos en entornos fluviales atlánticos, de forma que puedan encontrar información útil que pueda ser aplicada durante su ejecución.

A lo largo del documento se describe el valor ambiental de los corredores fluviales tanto desde el punto de vista ecológico, hidromorfológico y cultural, así como los servicios ecosistémicos que éstos proveen, los factores de amenaza, el estado de conservación y las actuaciones de restauración propiamente dichas en base a unos principios básicos de restauración ecológica, así como el seguimiento que ha de hacerse de las mismas y la participación pública que ha de acompañar todo el proceso. En la última parte del documento se detallan varios ejemplos de actuaciones llevadas a cabo en el proyecto LIFE FLUVIAL.

1.2 MARCO LEGAL

LIFE FLUVIAL es un proyecto para la mejora del estado de conservación de los corredores fluviales en espacios Natura 2000 del NW de la Península Ibérica, eliminando sus principales causas de amenaza, y restaurando los tipos de hábitats presentes en los mismos. En consecuencia, el propio proyecto, y por tanto los contenidos de este manual, contribuyen al cumplimiento de los objetivos y directrices de las diferentes Directivas, Leyes y estrategias aprobadas en el ámbito europeo, nacional y regional, que son de aplicación prioritaria en corredores fluviales incluidos en la Red Natura 2000.

La Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres conocida como “Directiva Habitats”, ha supuesto el mayor avance a nivel europeo en materia de conservación de la naturaleza (Ramil-Rego et al. 2021). En la misma, se creaba la red ecológica europea de zonas especiales de conservación, denominada ‘Natura 2000’ con el objetivo de garantizar la conservación, en un estado favorable, de determinados tipos de hábitats y especies en sus áreas de distribución natural, por medio de zonas especiales para su protección y conservación. En la actualidad, la Red Natura 2000 es la mayor red de espacios protegidos del mundo.

La Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, más conocida como “Directiva Marco del Agua (DMA)”, ha supuesto un gran avance en la concepción de los ríos como ecosistemas y en el interés por su conservación y restauración (Velasco et al., 2008), puesto que se centra en la protección de las aguas superficiales continentales, de transición, costeras y subterráneas. Entre otros objetivos, busca la mejora del estado de los ecosistemas acuáticos y otros ecosistemas que dependen de éstos.

Ambas normativas europeas establecen importantes sinergias entre sí (Díez & Ibisate, 2018), siendo los corredores fluviales uno de los componentes naturales que mayor atención han recibido. La transposición al ordenamiento jurídico español (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad; Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio; Real Decreto 907/2007, de 6 de julio por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica) y portugués (Regime Jurídico da

Conservação da Natureza e da Biodiversidade, DL nº 142/2008, de 24/07; Lei da Água nº 58/2005, de 29/12) de ambas directivas recoge todas las exigencias y recomendaciones establecidas en cada una de ellas, y sus objetivos responden en última instancia a la protección de las aguas y a la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad.

Por otro lado, la presencia de especies exóticas invasoras representa una grave amenaza para las especies autóctonas circunstancia que se agrava en hábitats y ecosistemas especialmente vulnerables como las aguas continentales poniéndose en riesgo el cumplimiento de los objetivos medioambientales. La Comunidad europea ha respondido a esta amenaza con la publicación del *Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras*. El presente Reglamento establece las normas para evitar, reducir al máximo y mitigar los efectos adversos sobre la biodiversidad de la introducción y propagación en la Unión, tanto de forma intencionada como no intencionada, de especies exóticas invasoras. Las especies exóticas invasoras para la unión europea se han incluido en el *Reglamento de ejecución (UE) 2016/1141 de la comisión de 13 de julio de 2016 por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo* y que se ha actualizado por última vez el 12 de Julio del 2022. De forma similar en España se promulga la Ley 42/2007 que se refuerza en el Real Decreto 630/2013, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, modificado por última vez el 01 de diciembre de 2020. En Portugal el Decreto-Lei n.º 92/2019 establece el régimen legal aplicable al control, detención, introducción en la naturaleza y repoblación de especies exóticas invasoras y que ya incluye un listado nacional de especies.

Dentro de la gestión integrada de una cuenca hidrográfica, que ha de ser tenida en cuenta en cualquier actuación sobre el medio fluvial, se enmarca también la *Directiva 2007/60/CE, de 23 de octubre, relativa a la evaluación y la gestión de los riesgos de inundación*, en la que además de la prevención de riesgos y la aplicación de medidas de protección del dominio público hidráulico, actuaciones que redundan en una disminución de los daños que causan las inundaciones, también contribuye al buen estado de las masas de agua a través de la mejora de sus condiciones hidromorfológicas. En la legislación española ha sido traspuesta mediante la aprobación del RD 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgo de inundación y en la legislación portuguesa mediante el Decreto-Lei nº 115/2010, de 22 de octubre. En ellos se regulan los procedimientos para realizar la evaluación preliminar del riesgo de inundación, los mapas de peligrosidad y riesgo y los planes de gestión de los riesgos de inundación. Todos ellos se realizarán evitando el deterioro injustificado de los ecosistemas fluviales y costeros, y potenciando las medidas de tipo no estructural contra las inundaciones.

Abundando en la importancia de la conectividad ecológica, en España se ha aprobado recientemente la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (Orden PCM/735/2021. De 9 de julio) con base en la ya mencionada ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Los objetivos de esta estrategia y gran parte de sus metas son coincidentes con los del proyecto LIFE Fluvial. Concretamente la Meta 1.03, *Fortalecer y mejorar la conectividad, así como prevenir su pérdida, en espacios fluviales*; la Meta 2. *Restaurar los hábitats y ecosistemas de áreas clave para favorecer la biodiversidad, la conectividad o la provisión de servicios de los ecosistemas, priorizando soluciones basadas en la naturaleza* y la Meta 7. *Asegurar la adecuada comunicación, educación y participación de los grupos de interés y la sociedad en el desarrollo de la infraestructura verde*.

2. OBJETIVOS DEL MANUAL

El presente manual de buenas prácticas es un compendio del conocimiento generado por el proyecto LIFE FLUVIAL durante su ejecución, incluyendo los resultados obtenidos en las acciones preliminares de diagnóstico y análisis del estado de conservación de los corredores fluviales atlánticos, como el aprendizaje generado durante las acciones concretas de conservación y restauración, así como el seguimiento de éstas. En consecuencia, el proyecto plantea el cumplimiento de los siguientes objetivos:

- Transferir las soluciones adoptadas, los resultados obtenidos y las lecciones aprendidas por LIFE FLUVIAL, a todos los agentes implicados en la gestión de los corredores fluviales, para su replicabilidad futura dentro de sus ámbitos competenciales.
- Definir un modelo integral de gestión sostenible de los corredores fluviales, que ofrece evidentes ventajas ambientales en comparación con las prácticas actuales, replicable a mayor escala en circunstancias similares o en otras regiones que comparten características o amenazas.
- Contribuir a transmitir las mejores prácticas para la aplicación de las técnicas, métodos y enfoques apropiados, rentables y de vanguardia encaminados a mejora del estado de conservación de los hábitats naturales en corredores fluviales de la Red Natura 2000.
- Difundir los valores ambientales de los corredores fluviales desde el punto de vista ecológico, hidromorfológico y cultural, así como los servicios ecosistémicos que éstos proveen.
- Incrementar la concienciación de la sociedad acerca de los factores de amenaza y problemas de conservación de los corredores fluviales, así como la necesidad de implementar medidas para su restauración.
- Reforzar el papel de las herramientas de seguimiento, monitoreo, participación pública, divulgación y sensibilización ambiental, como complemento ideal y catalizador de las actuaciones de restauración ecológica en los corredores fluviales atlánticos.



3. VALOR AMBIENTAL DE LOS CORREDORES FLUVIALES

3.1 CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y AMBIENTAL

La Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, insta a los estados miembros de la UE a fomentar la gestión de los elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres. Se trata de aquellos elementos que, por su estructura lineal y continua (como los ríos con sus correspondientes riberas o los sistemas tradicionales de deslinde de los campos), o por su papel de puntos de enlace (como los estanques o los sotos) resultan esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres.

En la legislación española, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. BOE 299, 14/12/2007 (Modificada por la Ley 33/2015. BOE 227, 22/11/2015) define corredor ecológico como: “el territorio, de extensión y configuración variables, que, debido a su disposición y a su estado de conservación, conecta funcionalmente espacios naturales de singular relevancia para la flora o la fauna silvestres, separados entre sí, permitiendo, entre otros procesos ecológicos, el intercambio genético entre poblaciones de especies silvestres o la migración de especímenes de esas especies” (Ley 42/2007. Art. 3).

De manera semejante, la legislación portuguesa, contempla el concepto de “áreas de continuidad”, en el Artículo 5º del “Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade” DL nº 142/2008, de 24/07 (modificado por Rect. n.º 53-A/2008, de 22/09, DL n.º 242/2015, y DL n.º 42-A/2016, de 12/08). En concreto, estas áreas de continuidad, entre las que se contempla el Dominio Público Hídrico, serían las que “estabelecem ou salvaguardam a ligação e o intercâmbio genético de populações de espécies selvagens entre as diferentes áreas nucleares de conservação, contribuindo para uma adequada proteção dos recursos naturais e para a promoção da continuidade espacial, da coerência ecológica das áreas classificadas e da conectividade das componentes da biodiversidade em todo o território, bem como para uma adequada integração e desenvolvimento das atividades humanas”.

La preservación de la conectividad y la integridad ecológica de la red de espacios naturales Natura 2000 constituye un requisito legal impuesto por la Directiva Hábitats y por la propia Ley 42/2007. Considerando en ambos casos la importancia de los corredores ecológicos como elementos de unión entre los espacios de alto valor ambiental, las consideradas como zonas núcleo de biodiversidad, representados estos últimos por las áreas protegidas, así como por las áreas que, sin ser designadas legalmente bajo una figura de protección, mantienen una elevada biodiversidad.

De los distintos tipos de corredores ecológicos que pueden reconocerse en el NW Ibérico (montañosos, fluviales, litorales y marinos), son los corredores fluviales los que de forma más efectiva favorecen el refugio, movimiento y dispersión de un gran número de especies silvestres, pertenecientes a distintos grupos taxonómicos y a distintos tipos de ambientes (terrestres, semiterrestres, acuáticos), sirviendo además de conexión efectiva entre los corredores montañosos y las zonas núcleo de biodiversidad, con las establecidas en el espacio litoral y marino (Ramil-Rego et al. 2005, 2009, 2011).



Figura 3.1.1. Corredor fluvial del río Eo.

El concepto de corredor fluvial va aparejado al propio concepto de río, que representa mucho más que una simple masa de agua que circula por un cauce. El corredor fluvial abarca el conjunto del territorio fluvial, es decir, el río en su canal de estiaje, la vegetación de ribera y el espacio que ocupan las aguas durante las crecidas, junto con la cubierta vegetal asociada. Los corredores fluviales, además de su valor ecológico intrínseco, cumplen dos funciones fundamentales, como conectores ecológicos y como reguladores hidrológicos.

Respecto al valor ecológico, los corredores fluviales albergan ecosistemas asociados al río tanto acuáticos como terrestres y de interfaz entre ambos, configurando un espacio de elevada biodiversidad que funciona como refugio para muchas especies vinculadas al ámbito fluvial (Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2016). Este valor ecológico ha propiciado la declaración de numerosos Espacios Naturales Protegidos, en especial dentro de la Red Natura 2000, atendiendo a los hábitats y especies de interés comunitario presentes en ellos.

Este valor ecológico singular se ve incrementado por la función fundamental de conectores ecológicos entre ecosistemas acuáticos y terrestres y entre zonas de alto valor ambiental territorialmente alejadas (Ramil-Rego & Domínguez Conde 2006). Esta función reviste una especial importancia al encontrarse muy fragmentados los ecosistemas terrestres por infraestructuras y diversos usos del suelo. En este contexto, los corredores fluviales representan los conectores más válidos, o al menos los más funcionales, para interconectar poblaciones de seres vivos que de otra manera quedarían aisladas.

Finalmente, en su papel de reguladores hidrológicos actúan como laminadores del caudal y de las cargas de sedimento que arrastra el río en periodos de crecida, disipando parte de su energía, reduciendo los daños asociados y recargando los acuíferos. De esta manera, el río transporta tanto sedimentos hasta las playas como nutrientes a los estuarios y aguas costeras, con los consiguientes beneficios ecológicos y económicos asociados.



3.2 EQUILIBRIO HIDROMORFOLÓGICO DEL CORREDOR

El diseño y configuración de cualquier medida que implique una modificación de los corredores fluviales estarán condicionados, en primera estancia, por un correcto diagnóstico de la condición de equilibrio hidromorfológico en el que se encuentra el sistema o tramo de actuación. Es decir, para garantizar el éxito y la efectividad de las actuaciones a medio y largo plazo, antes de la ejecución de cualquier medida hay que caracterizar la morfodinámica del medio fluvial.

En esta dirección, en primer lugar, hay que destacar que el comportamiento hidromorfológico de los ríos no depende exclusivamente del flujo de agua, sino también del tránsito de material sólido o sedimento, variable cuyo análisis muchas veces no se contempla en los trabajos de conservación y restauración fluvial. Ese material sólido es un actor de primer orden en muchos aspectos, como la distribución de hábitats de los organismos acuáticos o la disponibilidad de arena en nuestras playas, entre otros. Si bien este tipo de información no está disponible de forma cuantitativa, existen otros mecanismos de información indirecta.

Más concretamente, el canal fluvial presenta una determinada geometría que será acorde al sedimento que recibe y transporta con el flujo de agua disponible desde las cabeceras hacia la costa, y la morfología del canal será la que corresponda a ese balance entre cantidad de caudal líquido y cantidad de caudal sólido. Cualquier cambio en alguna de estas dos variables, agua y sedimento, se va a reflejar en el corredor fluvial a medio y largo plazo, y el río reaccionará ajustando su geometría mediante procesos de erosión y sedimentación, cambios en la pendiente y en el perfil longitudinal, etc.

Los procesos que pueden alterar este equilibrio entre caudal líquido y sólido pueden ser de origen natural o estar inducidos por actividades humana. La comunidad científica destaca que uno de los principales responsables de los reajustes en la geometría del canal que se observan en muchos ríos de la península, es la disminución de la llegada de sedimento al río durante las últimas décadas. Esta reducción en los aportes de carga sólida se debe a los efectos a largo plazo de diversas actividades humanas propias del desarrollo de nuestra sociedad, como la ocupación y desactivación de grandes superficies de sedimento fluvial activo, debido a desarrollos urbanos, mineros e industriales, canalizaciones, o la red de carreteras y ferrocarriles de la región, entre otros. Además, diferentes obstáculos transversales al cauce, como presas y azudes, actúan fragmentando la transferencia del sedimento grueso a lo largo de la red fluvial. Incluso el aumento de la vegetación arbórea como consecuencia del éxodo rural ha contribuido a disminuir la llegada de sedimento al río. Se trata de cambios que han alterado directa o indirectamente el caudal y el sedimento que circula en la red hidrográfica, provocando que los ríos que tenemos ahora sean diferentes a los que había hace varias décadas.

Concretamente, en la actualidad tenemos un predominio de cauces que en general son más estrechos y profundos, con menos superficies de barras activas y cuyas avenidas más frecuentes tienen menor capacidad de arrastre, aspectos que repercuten tanto en las características y extensión de la vegetación de ribera, en la biodiversidad y en los organismos acuáticos asociados. Ya que parte importante de estos problemas se asocia a esta disminución de sedimento, el aporte de sedimentos debe implementarse más frecuentemente en la gestión de nuestros ríos.

Para tratar de discernir si las transformaciones que experimentan algunos cauces vienen impuestas de desequilibrios a largo plazo y a escala de cuenca, o si bien existe algún tipo de inestabilidad local en la zona, en geomorfología fluvial se puede valorar el estado en equilibrio en el que se encuentra el río, atendiendo al denominado *modelo evolutivo del canal* (Schumm *et al.*, 1984; Simon, 1989; Surian y Rinaldi, 2002; Thomson *et al.*, 2016) que aporta información de interés para interpretar el pasado, presente y futuro de la dinámica del cauce. Concretamente se observa como los cauces aluviales que se ven expuestos a una disminución de sedimento, o a un aumento del poder de la corriente como consecuencia de canalizaciones, rectificaciones o estrechamientos de la zona inundable, entre otros, en los cauces expuestos a estos cambios pueden desarrollarse uno o varios de los siguientes estadios evolutivos (Figura 3.2.1):

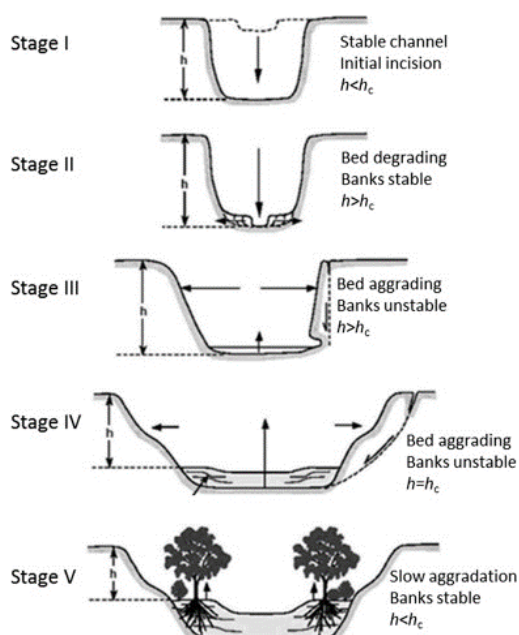


Figura 3.2.1. Modelo evolutivo del canal (Fuente: Schumm et al., 1984), donde h es la altura de orilla y h_c es la altura de orilla crítica.

1. Estadio I o *pre-modificado*. Corresponde al estadio representativo de las condiciones de referencia, previas a la implantación de cambios en el sistema fluvial.
2. Estadio I o *pre-modificado*. Corresponde al estadio representativo de las condiciones de referencia, previas a la implantación de cambios en el sistema fluvial.
3. Estadio II o *modificado*. Los procesos de degradación y encajamiento del lecho han comenzado, pero no son visibles cambios en la anchura del canal.
4. Estadio III *encajamiento y degradación*. El encajamiento del lecho alcanza una envergadura que genera márgenes de altura críticas a los procesos gravitacionales, comenzando a generarse orillas erosivas y, por tanto, comienzan a observarse algunos ensanchamientos del cauce.
5. Estadio IV *ensanchamiento y agradación*. El colapso y desestabilización de las orillas alcanza mayores dimensiones, los ensanchamientos del cauce son de mayor entidad, a la vez que se comienza un proceso de agradación del lecho con aumento de barras.
6. Estadio V de *Quasi-Equilibrio*, V. El proceso de agradación continua hasta que el sistema configure una geometría de canal en equilibrio, adaptada a las nuevas condiciones hidrosedimentarias del sistema fluvial, con colonización por vegetación de ribera.

Teniendo en cuenta estas premisas, tenemos que cambiar el diseño y enfoque de algunas de las actuaciones más habituales en nuestros ríos, sobre todo aquellas que pueden alterar el balance de los flujos de agua y sedimento. Es el caso de dragados, su ejecución no debe responder a la consideración de un exceso de sedimento en el cauce, sino que al igual que las limpiezas de cauces, deben limitarse a actuaciones puntuales y claramente justificadas desde el punto de vista del riesgo de inundación y de los análisis coste-beneficio. Tampoco el control de la erosión o recuperar la morfología que tenía el cauce previamente a una avenida debe ser siempre un objetivo, porque muchas veces el río utiliza sus mecanismos naturales para reajustar su morfología a las nuevas condiciones de equilibrio. En caso de tener que aplicar medidas en zonas de erosión o tramos con una elevada fragmentación de la ribera, las técnicas de bioingeniería pueden favorecer una óptima recuperación de tramos alterados, fortaleciendo la funcionalidad del ecosistema fluvial en su conjunto.

La restauración debe buscar por tanto recuperar la funcionalidad de los procesos de erosión, transporte y sedimento, para conseguir la recuperación de morfologías, procesos y ecosistemas. Se deben plantear medidas dirigidas a tratar el origen del problema, mediante la aportación de sedimentos, la reactivación y reconexión de canales abandonados, la recuperación de espacios de libertad fluvial para favorecer los procesos de ajuste, auto-recuperación morfodinámica y laminación de las avenidas, o la demolición de obstáculos transversales que aumentan la conectividad longitudinal, entre otros. Son medidas basadas en la naturaleza que son las que pueden garantizar el equilibrio del corredor fluvial a más largo plazo, clave para los desafíos futuros ligados al cambio climático.



3.3 HÁBITATS ASOCIADOS A LOS CORREDORES FLUVIALES

Un corredor fluvial incluye distintos medios ecológicos. Por una parte, se encuentran los medios de aguas libres y corrientes, que conforman el curso fluvial; estos medios en el NW de la Península Ibérica pueden estar representados por dos tipos de hábitats de interés comunitario: 3260 Ríos de pisos de planicie a montano con vegetación de *Ranunculus fluitans* y de *Callitriche-Batrachion* y el 3270 Ríos de orillas fangosas con vegetación de *Chenopodium rubrum* p.p. y de *Bidentium* p.p.

Fuera ya del curso fluvial, en condiciones naturales, las orillas y las zonas de inundación periódica aparecen configuradas por distintos tipos de hábitats. Los bosques de galería o riparios, están representados por el tipo de hábitat prioritario 91E0* Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alnus Padion*, *Alnus incanae*, *Salix alba*), el cual muestra distintas designaciones en función de la configuración de las especies arbóreas dominantes: alisedas, fresnedas, saucedas, abedulares, avellanadas, etc., y se sitúa en el contacto con el río. A medida que nos alejamos del curso fluvial aparecen distintas biocenosis arbóreas adaptadas a condiciones de inundación y humedad edáfica, bosques aluviales de abedules y fresnos (abedulares y fresnedas), que se integran igualmente dentro del tipo prioritario 91E0*. En algunos ríos aparecen pequeñas áreas de bosques mixtos de robles, olmos y fresnos que corresponden al hábitat 91F0 Bosques mixtos de *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia*, en las riberas de los grandes ríos (*Ulmus minor*).

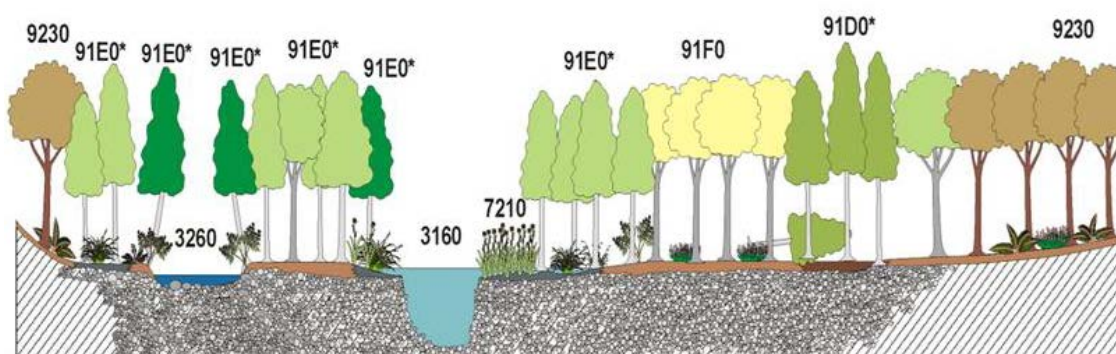


Figura 3.3.1. Representación esquemática de los principales tipos de hábitats de interés comunitario asociados a los corredores fluviales del NW de la Península Ibérica.

Junto a los hábitats arbóreos, el corredor fluvial puede igualmente integrar áreas con vegetación higrófila herbácea (6410 Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinia caerulea*), 6420 Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinia-Holoschoenion*, 6430 Megaforbios eutrofos hidrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino), así como pequeños humedales, representados por medios lagunares (3110 Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo de las llanuras arenosas (*Littorelletalia uniflorae*), 3120 Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo sobre suelos generalmente arenosos del mediterráneo occidental con *Isoetes* spp, 3130 Aguas estancadas, oligotróficas o mesotróficas con vegetación de *Littorelletalia uniflorae* y/o *Isoetes-Nanojuncetalia*, 3140 Aguas oligomesotróficas calcáreas con vegetación béntica de *Chara* spp, 3150 Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition*, 3160 Lagos y estanques distróficos naturales), matorrales húmedos (4020* Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*) y turberas (91D0* Turberas boscosas, 7110* Turberas altas activas, 7140 «Mires» de transición, 7150 Depresiones sobre sustratos turbosos del *Rhynchosporion*, 7210* Turberas calcáreas del *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae*).

El contacto del corredor fluvial con los bosques climácicos se realiza frecuentemente a través de robledales (9230 Robledales galaico-portugueses de *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*) y de otros tipos de bosques climácicos, mientras que el contacto con el medio marino, se realiza a través del estuario (1130 Estuarios).

y de las marismas asociadas a estos (1310 Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas, 1320 Pastizales de *Spartina* (*Spartinion maritimi*), 1330 Pastizales salinos atlánticos (*Glaucopuccinellietalia maritimae*), 1420 Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosae*).

Como consecuencia, los corredores fluviales del NW de la Península Ibérica albergan un total de 25 tipos de hábitat del Anexo I de la DC 92/43/CEE, lo que supone el 35% del total de tipos de hábitat del territorio, y el 11% del total de tipos de hábitat de toda la Unión Europea. Estas cifras resultan muy relevantes, sobre todo teniendo en cuenta que estos corredores suelen estar distribuidos en torno a la trayectoria dibujada por los cauces fluviales y, por tanto, el territorio que ocupan es proporcionalmente reducido en relación a otros tipos de hábitats. La presencia y reparto de esta elevada diversidad de hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE ha motivado la designación de un ingente conjunto de espacios Natura 2000 en el NW de la Península Ibérica, con el fin de garantizar su mantenimiento o restablecimiento en un estado de conservación favorable.

En la tabla siguiente se hace una relación de los tipos de hábitats presentes en los corredores fluviales del NW de la Península Ibérica. Para cada uno de ellos se aporta un enlace a su descripción de acuerdo al Manual de Interpretación de los Tipos de Hábitat de la UE, que ha sido traducida en el “Manual de Hábitats de Galicia”, elaborado por el IBADER del Campus Terra de la Universidade de Santiago de Compostela (Ramil-Rego et al. 2008a,b). Se incluye en cada ficha los caracteres diagnósticos, las especies características, áreas de distribución y presencia, presiones y amenazas, estado de conservación, otros hábitats asociados, etc.

Tipos de hábitats

1130	Estuarios
1310	Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras especies de zonas fangosas o arenosas
1320	Pastizales de <i>Spartina</i> (<i>Spartinion maritimi</i>)
1330	Pastizales salinos atlánticos (<i>Glaucopuccinellietalia maritimae</i>)
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (<i>Sarcocornetea fruticosae</i>)
3110	Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo (<i>Littorelletalia uniflorae</i>)
3120	Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo con <i>Isoetes</i> spp
3130	Aguas estancadas, oligo o mesotróficas con vegetación de <i>Littorelletea uniflorae</i> y/o <i>Isoeto-Nanojuncetea</i>
3140	Aguas oligomesotróficas calcáreas con vegetación béntica de <i>Chara</i> spp
3150	Lagos eutróficos naturales con vegetación <i>Magnopotamion</i> o <i>Hydrocharition</i>
3160	Lagos y estanques distróficos naturales
3260	Ríos de pisos de planicie a montano con vegetación de <i>Ranunculion fluitantis</i> y de <i>Callitricho-Batrachion</i>
3270	Ríos de orillas fangosas con vegetación de <i>Chenopodion rubri</i> p.p. y de <i>Bidenton</i> p.p.
4020*	Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de <i>Erica ciliaris</i> y <i>Erica tetralix</i>
6410	Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (<i>Molinion caeruleae</i>)
6420	Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del <i>Molinion-Holoschoenion</i>
6430	Megaforbios eutrofos hidrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino)
7110*	Turberas altas activas
7140	«Mires» de transición
7150	Depresiones sobre sustratos turbosos del <i>Rhynchosporion</i>
7210*	Turberas calcáreas del <i>Cladium mariscus</i> y con especies del <i>Caricion davallianae</i>
91D0*	Turberas boscosas
91E0*	Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)
91F0	Bosques mixtos en las riberas de los grandes ríos (<i>Ulmion minoris</i>)
9230	Robledales galaico-portugueses de <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i>

Tabla 3.3.1. Tipos de hábitats presentes en los corredores fluviales atlánticos del NW de la Península Ibérica.

3.4 ESPECIES ASOCIADAS A LOS CORREDORES FLUVIALES

Los corredores fluviales del NW Ibérico muestran probablemente la mejor representación de bosques aluviales y de galería de la Península Ibérica, destacando algunos de los bosques de ribera que poseen más de 60 especies características de ambientes nemorales (Rodríguez Guitián et al. 2018) como muestra del importante papel que juegan como hábitat para una rica y nutrida diversidad de especies de flora, pero también de fauna. Entre las mismas, cabe destacar un amplio conjunto de especies consideradas de interés para la conservación, motivo por el cual han sido incluidas dentro de los anexos de las Directivas Hábitat (92/43/CEE) y Aves (DC 2009/147/CE), así como en los catálogos nacionales y regionales de España y Portugal (Bañares et al. 2004; MAPAMA 2017; Azpilicueta et al. 2007; De Castro Lorenzo 2002; Del Moral & Molina 2007; Doadrio 2001; Galante & Verdú 2000; Hermida et al. 2012; Hervella & Caballero 1999; Lois et al. 2014; Martí y del Moral 2003; Míguez Rodríguez 2002; Pleguezuelos et al. 2002; Purroy & Varela 2003; Ramos et al. 2001; SGHN 1995, 2011).

Entre las especies de flora de los corredores fluviales, cabe destacar el ejemplo de tres helechos de interés para la conservación de la biodiversidad, que han sido incluidos en los Anexos II y IV de la DC 92/43/CEE, que son *Culcita macrocarpa*, *Vandenboschia speciosa* y *Woodwardia radicans*. Estas especies se consideran relictos paleotropicales que han permanecido en los territorios atlánticos del NW de la Península Ibérica, lo que refuerza su consideración como elementos de gran interés para la conservación de los valores naturales del territorio. Otros helechos relevantes son *Isoetes fluitans*, especie acuática indicadora de aguas oligotróficas y bien oxigenadas, que ha sido catalogado En Peligro de Extinción en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Decreto 88/2007), así como *Dryopteris aemula* y *D. guanchica*, pteridófitos presentes en las riberas fluviales que han sido catalogados como Vulnerables en Galicia, o *Dryopteris corleyi*, de Interés Especial en Asturias.

Los musgos y líquenes también son grupos bien representados en los corredores fluviales, con algunas especies acuáticas de interés, así como muchas otras que viven en los árboles (epífitas) y afloramientos rocosos de las riberas fluviales. Claro ejemplo son *Hamatocaulis vernicosus* (incluida en el Anexo II de la DC 92/43/CEE), *Leptogium cochleatum*, que ha sido catalogada En Peligro de Extinción, o las especies Vulnerables *Cephalozia crassifolia*, *Chiloscyphus fragrans*, *Cryphaea lamyana*, *Cyclodictyon laetevirens*, *Fontinalis squamosa*, *Lepidozia cupressina*, *Metzgeria temperata*, *Pseudocypbellaria aurata*, *Radula holtii*, *Schistotega pennata*, *Telaranea nematodes* y *Ulota calvescens*.

Entre las angiospermas de interés para la conservación presentes en los corredores fluviales, cabe resaltar los narcisos (*Narcissus cyclamineus*, *N. pseudonarcissus nobilis*, *N. triandrus*), así como la especie acuática *Luronium natans*, todas ellas incluidas en los Anexos II y IV de la DC 92/43/CEE, y la ciperácea higrófila *Rhynchospora modesti-lucennoi* (catalogada como amenazada, IUCN). Entre las especies restantes, cabe destacar *Callitriche palustris* y *Nymphoides peltata*, catalogadas En Peligro de Extinción en Galicia, así como *Cardamine raphanifolia gallaecica* y *Carex hostiana*, Vulnerables en Galicia, *Thelypteris palustris*, Vulnerable en Asturias, y *Carex vesicaria*, que registra en Lagoas de Bertandós una de las dos únicas poblaciones de Portugal.

Entre las especies animales de interés que se encuentran vinculadas a los corredores fluviales, los invertebrados son sin duda un grupo relevante. Quizá uno de los órdenes más vinculados es el de los odonatos, dado que su fase ninfal es acuática, mientras que el resto de su ciclo vital se encuentra fuertemente ligado a las riberas fluviales. En los corredores del NW de la Península Ibérica se encuentran *Macromia splendens*, *Oxygastra curtisii*, *Gomphus graslinii* y *Coenagrion mercuriale*, incluidas en el Anexo II de la DC 92/43/CEE (adicionalmente las tres primeras se incluyen también en el Anexo IV de la DC 92/43/CEE), considerándose a *M. splendens* como En Peligro de Extinción, mientras que *O. curtisii* ha sido catalogada como Vulnerable. Los bivalvos acuáticos también son relevantes en el ámbito de los corredores fluviales, destacando *Margaritifera margaritifera* (incluida en el Anexo II de la DC 92/43/CEE, catalogada En Peligro de Extinción), y *Unio delphinus* (catalogada como Vulnerable en Galicia). Entre los crustáceos

dulceacuícolas destaca el cangrejo *Austropotamobius pallipes*, incluido en el Anexo II de la DC 92/43/CEE y catalogado En Peligro de Extinción en Galicia. Otras especies de invertebrados de interés comunitario (incluidas en el Anexo II de la DC 92/43/CEE) presentes en los corredores fluviales, y cuya presencia y necesidad de conservación han sido tenidas en cuenta a la hora de designar y delimitar espacios Natura 2000, son el caracol *Elona quimperiana*, la babosa *Geomalacus maculosus*, el escarabajo *Lucanus cervus* y la mariposa *Euphydryas aurinia*.

La presencia de especies de peces de interés para la conservación en los corredores fluviales es indicativa del valor que éstos poseen para la conservación de los recursos naturales y la biodiversidad. Son especialmente destacables las especies migratorias, que indican la importancia de los corredores fluviales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres. Entre éstas cabe destacar *Alosa alosa*, *A. fallax*, *Petromyzon marinus* y *Salmo salar*, todas ellas incluidas en el Anexo II de la DC 92/43/CEE. Sin olvidar a la anguila europea (*Anguilla anguilla*) especie migratoria catádroma, con un complejo ciclo biológico, considerada “en peligro crítico” en la Lista Roja de la UICN. Además, en los tramos medios se encuentran presentes otras especies como *Achondrostoma arcasii*, *Pseudochondrostoma duriense* (incluidas en el Anexo II de la DC 92/43/CEE) y *Gasterosteus aculeatus* (catalogada Vulnerable en Galicia).

Los anfibios son especies muy ligadas a los ámbitos fluviales, debido a la vinculación total o parcial de su ciclo vital a los medios acuáticos. Entre las especies de anfibios de interés para la conservación ligadas a los corredores fluviales, cabe destacar las incluidas en el Anexo II de la DC 92/43/CEE (*Chioglossa lusitanica*, *Discoglossus galganoi*), así como un vasto elenco de especies incluidas en los diferentes catálogos de especies amenazadas bajo la categoría Vulnerable (*Alytes obstetricans*, *Hyla molleri*, *Lissotriton boscai*, *L. helveticus*, *Pelobates cultripes*, *Pelodytes punctatus*, *Pelophylax perezi*, *Rana iberica*, *R. temporaria*, *Salamandra salamandra*, *Triturus marmoratus*).

Los reptiles también se encuentran presentes en el ámbito de los corredores fluviales, ya sea con especies de hábitos acuáticos, o con especies que viven en las zonas ribereñas. Entre las primeras es posible citar la presencia de *Emys orbicularis* (incluida en los anexos II y IV de la DC 92/43/CEE y catalogada En Peligro de Extinción en Galicia), *Mauremys leprosa* (incluida en los anexos II y IV de la DC 92/43/CEE) así como *Natrix maura*, *N. natrix* (incluidas en el Listado Español de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial). Con respecto a las especies de reptiles que es posible encontrar en la ribera, destacan aquéllas incluidas en los Anexos II y IV de la DC 92/43/CEE, como *Iberolacerta monticola* o *Lacerta schreiberi*, y otras catalogadas como *Zootoca vivipara* (considerada Vulnerable en Galicia).

Las aves son el grupo de vertebrados que cuenta con el mayor número de taxones de interés para la conservación en los corredores fluviales del NW de la Península Ibérica. Entre las especies del Anexo I de la DC 2009/147/CE (cuya presencia determina la delimitación de las ZEPA de la Red Natura 2000) registrados en este territorio destacan *Alcedo atthis*, *Ciconia ciconia*, *Egretta alba*, *Falco peregrinus*, *Himantopus himantopus*, *Ixobrychus minutus*, *Milvus migrans*, *Nycticorax nycticorax*, *Pyrhacorax pyrrhacorax* y *Tringa glareola*. No obstante, también se encuentran presentes especies incluidas en los distintos catálogos, como *Emberiza schoeniclus lusitanica*, *Gallinago gallinago*, *Numenius arquata*, *Phalacrocorax aristotelis* y *Vanellus vanellus*, así como especies incluidas en el Listado Español de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial como *Acrocephalus arundinaceus*, *Ardea cinerea*, *Cinclus cinclus*, *Delichon urbica*, *Erithacus rubecula*, *Falco subbuteo*, *Hirundo daurica*, *Jynx torquilla*, *Limosa limosa*, *Muscicapa striata*, *Otus scops*, *Phylloscopus collybita*, *Riparia riparia*, *Saxicola torquata* o *Tringa ochropus*, entre muchas otras.

Los corredores fluviales albergan igualmente una interesante fauna de mamíferos de interés para la conservación. Entre los mamíferos de hábitos acuáticos se ha citado la presencia de *Galemys pyrenaicus* y *Lutra lutra* (incluidas en los Anexos II y IV de la DC 92/43/CEE), de los cuales el primero ha sido catalogado como Vulnerable en España. Entre los mamíferos presentes en la ribera fluvial, cabe destacar el grupo de los quirópteros, que alberga varias especies de murciélagos protegidos (*Eptesicus serotinus*, *Myotis daubentonii*, *Nyctalus neisleri* o *Rhinolophus hipposideros*), así como otras especies de hábitos ribereños también catalogadas, como *Felis silvestris* o *Mustela erminea*.



3.5 USOS Y VALORES CULTURALES

Son numerosos los componentes del patrimonio cultural material vinculados a los corredores fluviales que se conservan en el NW Ibérico (Ramil-Rego et al. 2005, 2009; Ramil-Rego & Domínguez Conde 2006; Ramil-Rego & Ferreira da Costa 2016). Los elementos más representativos se corresponden con antiguos emplazamientos humanos establecidos estratégicamente próximos a los corredores fluviales, de los que se proveen de agua, pesca, madera y forrajes. De estos antiguos emplazamientos surgirán posteriormente las villas y ciudades, integrando en muchas ocasiones en su desarrollo urbano a los propios corredores.

El uso de la corriente fluvial para impulsar variados ingenios se remonta también a épocas antiguas, surgiendo, así, distintos tipos de molinos, batanes, mazos y herrerías. Estos dispositivos se basan en el aprovechamiento de la energía cinética de la corriente de agua para su conversión a energía mecánica que permita la molienda de materiales diversos (especialmente cereales), la transformación de distintos tipos de tejidos, el moldeado de piezas de hierro, el pulido y afilado de herramientas, el torneado de piezas de madera, etc. En definitiva, se trata de ingeniosas instalaciones tradicionales que se fueron adaptando a las condiciones del medio fluvial, a los conocimientos técnicos y a la demanda de los mercados locales.

Otro elemento cultural de gran relevancia es el constituido por los puentes, los más antiguos vinculados a la llegada de los romanos, aunque los más frecuentes fueron construidos y reconstruidos en tiempos posteriores, durante la Edad Media o la Edad Moderna, que cohabitan en la actualidad con puentes de fábrica y estilo contemporáneo. Existen también puentes menos monumentales construidos para satisfacer las necesidades de las poblaciones locales, bien empleando piedra o combinando esta con madera. En relación con los puentes se conservan todavía muchos topónimos con el apelativo de “Puertos”, que nos indican las áreas empleadas para vadear los cursos fluviales, ya fuese con ayuda de pequeñas barcas o cruzando con carros o caballerías.

Las barcas fluviales, hoy en día un elemento etnográfico, fueron hasta la segunda mitad del siglo XX un medio de comunicación esencial para el tráfico de personas y mercancías. En algunas subcuencas, como en la cuenca alta del río Miño, la embarcación tradicional (el *batuxo*) ha sido empleada como herramienta sostenible para la retirada de especies exóticas invasoras del cauce fluvial. Esto ha posibilitado, por una parte, la recuperación y promoción del patrimonio etnobiológico del territorio y, por otra, la puesta en marcha de una actuación de conservación del patrimonio natural en la que se ha obviado el empleo de herramientas mecanizadas o de embarcaciones a motor, implementando una experiencia nada agresiva con el medio acuático.

Igualmente ligadas a la presencia de corredores fluviales, es posible identificar numerosas fuentes que pueden ser enmarcadas dentro de la cultura popular. Los tipos constructivos son muy heterogéneos, desde simples caños de agua a estructuras de mayor sofisticación. Las fuentes suelen estar muy vinculadas a la cultura popular y a las leyendas (apariciones y episodios milagrosos, poderes curativos, etc.), aunque también poseen un importante valor histórico y artístico.

La abundancia de peces generó igualmente todo tipo de artilugios para su captura. Los arpones, flechas y redes fueron ya empleados con destreza por los antiguos pobladores, para posteriormente difundirse las pesquerías. Algunos autores han vinculado la aparición de esta práctica con la romanización, aunque no existen datos fehacientes para mantener esta formulación, por lo que podrían ser de origen posterior, posiblemente de la Edad Media, época en que quedan documentadas en distintos archivos. Las pesquerías (pesco, pesqueras) se asentaban generalmente sobre un resalte rocoso existente en el lecho fluvial, sobre el que se construían muros (guiares) en forma de “v” que concentraban el agua y los peces hacia su interior, para verter por unas pequeñas bocas (bocas o pías), en las que se armaban las redes. Este tipo de pesca se alejaba de cualquier criterio de sostenibilidad, suministrando una importante cantidad de peces a su propietario, que generalmente se identificaba con un noble o con la iglesia.



Es igualmente muy relevante el patrimonio inmaterial vinculado a los cursos fluviales que se ha conservado en las cuencas hidrográficas del NW Ibérico. Leyendas, fábulas y cuentos incorporan elementos comunes con otros territorios ibéricos y europeos, pero también elementos propios y diferenciales. Igualmente el conjunto de usos, representaciones, conocimientos y técnicas relacionados con los corredores fluviales, incluyendo los instrumentos, artefactos y espacios que les son inherentes, transmitidos de generación en generación, y recreados en función del ámbito fluvial, su interacción con el medio acuático y la historia del territorio que los rodea, imprimiendo un sentimiento de identidad propia en el que el corredor fluvial, actúa como nexo de unión y catalizador para la evocación de las tradiciones seculares.

Los corredores fluviales, y especialmente los ríos, fueron y siguen siendo inspiración para muchos escritos y artistas. Alvaro Cunqueiro [1911,1981] se refería a Galicia como el “país de los mil ríos”, mientras que Manuel María Fernández Teixeiro [1929,2004], cantó al Miño, al País dos Rios Galegos, así como a los cursos que recorren la Terra Chá lucense en distintos poemas.

*Meus amadisimos peixes, ordenados
en tribos, provincias e naciós:
salmós, troitas, anguías,
escalos, sábalos, lampreas
e aínda o recente blas-blas...
Morades en casais, parroquias,
vilas e cidades que os humanos
non ollan nin descubren:
só a vós
vos falo pois quero sementar
no voso leve e delicado corazón
a flor marabillosa do amor.
Coidade dos fondos subacuáticos
e non deixedes luxar endexamais
a pureza das augas cristalinas.*

*Confederádevos xa coas galiñoas,
cabaliños do demo, parrulos,
arceas e lavancos:
loitade ferozmente
contra tanta polución envelenada
que vos asasina sin piedade
e destrúe a beleza dos ríos
e a perfecta fermosura do mundo.
Defendede ata a morte o voso reino:
¡fuxide das mortíferas nasas,
das invisíbeis, enganosas redes,
das cordas, dos anzois, da dinamita
e habitade en paz eternamente
a marabillosa luz das ondas libres!*

Manuel María Fernández Teixeiro:
O MIÑO canle de luz e de néboa.
Poema: Proclama os peixes do Miño



3.6 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los corredores fluviales no son sólo elementos fundamentales para la salvaguarda de la biodiversidad a corto y largo plazo, sino que son espacios multifuncionales capaces de proporcionar valiosos beneficios al ser humano que afectan directa e indirectamente a nuestra (calidad de) vida. De hecho, el ser humano es parte integral de estos sistemas. Los denominados servicios ecosistémicos asociados a los corredores fluviales son los beneficios que las personas obtenemos de ellos, de manera que su estado y funcionamiento ecológico y ambiental se traduce en un gran número de bienes y servicios que se suelen clasificar como de abastecimiento, de regulación y culturales (Ferreiro da Costa et al. 2011).

Los ecosistemas forestales, particularmente los bosques higrófilos asociados a riberas fluviales y colas de los estuarios, constituyen, junto con los ecosistemas acuáticos, el corazón de los corredores fluviales del NW Ibérico. De hecho, los bosques húmedos incluyen los hábitats de mayor relevancia dentro del proyecto LIFE Fluvial y resultan de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, que es la fuente, a su vez, de muchos bienes (madera y leñas, recursos genéticos, etc.); de esta manera, los cambios en la biodiversidad que albergan estos bosques influirán en la oferta de servicios ecosistémicos que prestan a nuestra sociedad.

Los de regulación son, sin duda, los servicios ecosistémicos más importantes prestados por todo este complejo fluvial. Destaca especialmente la regulación de la capacidad de autodepuración del sistema ecológico (incluyendo la regulación de la calidad del aire-agua-suelo, del ciclo hidrológico, del cambio climático y del ciclo de nutrientes) y de la regulación biológica (regulación de plagas), de especial importancia para la salud humana. Además, proveen otros servicios relacionados con los ciclos de vida propios de estos medios (vivero y criadero de especies, provisión de hábitat) y con la capacidad de amortiguación de inundaciones y tormentas. Con respecto a los servicios de abastecimiento o provisión, en la actualidad estos ecosistemas proporcionan agua en cantidad y calidad a los usos urbanos (residenciales, comerciales, industriales, públicos) y a otros como los agroganaderos, la producción de energía o el ocio (baño, pesca recreativa, etc.), así como maderas y leñas. En cuanto a los servicios culturales, los ecosistemas acuáticos son objeto de una intensa actividad piscícola, como prueba del excelente estado de sus aguas y por tanto de las poblaciones ictícolas que albergan; mientras que los ecosistemas forestales que conforman las riberas arboladas en torno a los cursos fluviales cumplen un amplio abanico de funciones relacionadas con el disfrute y el ocio de proximidad al aire libre, la mejora estética y paisajística en las inmediaciones de núcleos poblados, el deporte y el turismo de naturaleza, la observación ornitológica, la educación e interpretación ambiental y del patrimonio cultural ligados históricamente a estos sistemas.

En ocasiones, la sobreexplotación o intensificación de ciertos servicios de provisión o el aprovechamiento insostenible de ciertos servicios culturales asociados al uso público del sistema fluvial han provocado una merma en la provisión de los servicios de regulación y en los valores de la biodiversidad albergada por el territorio. Por ejemplo, las prácticas abusivas en la extracción de madera pueden llegar a provocar graves afecciones sobre el estado de conservación de los ecosistemas arbolados. La intensificación del uso de las riberas, eliminando los hábitats naturales (bosques de ribera, megaforbios, etc.) para establecer repoblaciones forestales productivas o pastizales de producción forrajera, perjudica significativamente los valores naturales de los corredores fluviales. Igualmente, la eliminación de los hábitats naturales para el establecimiento de instalaciones e infraestructuras de esparcimiento (baño, playas fluviales, áreas recreativas, etc.) conlleva también una afección negativa sobre la capacidad de regulación del corredor fluvial, y en consecuencia de la provisión de este tipo de servicios ecosistémicos. Por otra parte, una actividad pesquera excesiva o la construcción de obstáculos para fines diversos, contribuyen a la disminución de las poblaciones de diversas especies ictícolas. En definitiva, la promoción de los servicios de provisión o culturales no puede ser realizada a costa de una pérdida de la multifuncionalidad de estos sistemas, de perjudicar sus servicios de regulación (claves en nuestro bienestar, seguridad pública y salud), ni tampoco a cambio de una pérdida acelerada de los componentes clave de la biodiversidad del territorio.

4. FACTORES DE AMENAZA Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

4.1 AMENAZAS Y ALTERACIONES

El uso ancestral de los corredores fluviales por parte del ser humano condujo en muchos casos a la reducción de las biocenosis arbóreas y arbustivas por formaciones herbáceas destinadas a su aprovechamiento ganadero, configurando distintos sistemas de prados de siega (6510 Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*), 6520 Prados de siega de montaña) y prados de diente húmedos (6410 Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinia caerulea*), 6420 Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del Molinion-Holoschoenion). En las últimas décadas muchos de los corredores fluviales se han visto afectados por la plantación o incluso invasión de especies arbóreas exóticas (*Populus* spp. *Eucalyptus* spp. *Pinus* spp.), expandiéndose tanto sobre antiguas superficies de prados de siega y de diente, como sobre áreas ocupadas por bosques húmedos y humedales.

Adicionalmente, hay que tener en cuenta que la alteración del equilibrio entre el caudal y el transporte de sedimentos que provocan algunas actuaciones artificiales (presas, canalizaciones, azudes, derivaciones de agua, puentes) también repercute en las características de las comunidades biológicas asentadas en el medio fluvial.

4.1.1. Alteraciones hidromorfológicas

La construcción de presas y azudes puede afectar significativamente a la continuidad del corredor fluvial. Por un lado, aguas arriba se crea un medio de aguas estancadas y generalmente profundo, que difiere sustancialmente de las condiciones biológicas e hidrológicas que definen un ecosistema de aguas corrientes. Por otro lado, aguas abajo se modifican las características de la lámina de agua y sobre todo del tránsito de sedimentos. Como consecuencia de este desequilibrio entre caudal líquido y sólido, el río reacciona a corto y medio plazo con reajustes morfológicos, como aterramientos del canal, erosiones de orilla, encajamientos del lecho, descalzado de puentes o cambios en la alternancia de rápidos y pozos, entre otros. Estas transformaciones repercuten a su vez en la posición del nivel freático, en la peligrosidad de las inundaciones y en características de la lámina de agua, como temperatura y oxigenación, alteraciones que repercutirán en los ecosistemas fluviales asociados y que llegan a resultar incompatibles para el desarrollo de muchas de las especies tanto animales como vegetales, características de los corredores fluviales, provocando su desaparición de los tramos afectados.

Esta situación se percibe de forma nítida en la cuenca del Miño al comparar la biodiversidad que poseen los corredores fluviales de la Cuenca Alta (Terra Chá) y Baja (Baixo Miño), frente a los de la Cuenca Media, que alberga una sucesión de grandes embalses. Así, especies como *Nymphoides peltata*, incluida en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas en la categoría de En Peligro de Extinción, mostraba antes de la construcción de los embalses un área de distribución continua a lo largo de los distintos tramos de la cuenca del Miño, pero tras la construcción de los embalses, ha desaparecido de la Cuenca Media, quedando sus poblaciones de la Cuenca Alta y Baja inconexas. Situación semejante ocurre con el salmón atlántico (*Salmo salar*) o la lamprea (*Petromyzon marinus*), que antes de la construcción de las grandes presas del Miño, subían hasta el tramo próximo a la ciudad de Lugo, quedando en la actualidad restringidas al Baixo Miño. No solo los azudes para aprovechamiento hidroeléctrico alteran el corredor fluvial, ya que pequeños azudes vinculados con antiguas pesquerías, derivaciones agrícolas y molinos pueden también tener un efecto negativo sobre el régimen hidroecológico y sobre la distribución y el estado de conservación de determinadas especies. En estos casos deben valorarse las actuaciones a realizar para garantizar la coexistencia de los valores culturales, biológicos y ecológicos, recuperando la función de conectividad ecológica o hidrológica de los corredores fluviales.

En los medios embalsados, es fundamental favorecer una configuración adecuada, especialmente en la zona de contacto entre el área cubierta por las aguas y la franja ribereña, así como la variación temporal de la propia lámina de agua, para tratar de paliar la pérdida de biodiversidad generada por estos aprovechamientos hidráulicos. Y en el mismo sentido resulta crucial la propia configuración de las riberas y especialmente las áreas de contacto entre los cauces temporales o permanentes que vierten al embalse.

La pérdida de naturalidad y la merma en el estado ecológico de los corredores fluviales se relacionan también con distintas obras hidráulicas, especialmente en aquellos casos en que los cursos fluviales son alterados por canalizaciones que rectifican su trazado y modifican su anchura, llegando en ocasiones al soterramiento de tramos mediante entubaciones. Los efectos en la dinámica fluvial derivados de estas obras son similares a los indicados para el caso de los embalses, aunque su impacto se agrava cuando las fijaciones de orilla o del lecho son de hormigón o escollera cementada, ya que su carácter impermeable reduce la posición del nivel freático, el intercambio de flujos con el acuífero aluvial así como el efecto amortiguador de la llanura ante avenidas.

Este tipo de actuaciones alteran el equilibrio del corredor fluvial, obligando al sistema a modificar sus procesos de erosión y sedimentación, alterando la conectividad longitudinal, vertical y lateral, tanto en el tramo afectado directamente por la estructura como aguas arriba y abajo de la misma. El poder de la corriente y los calados durante las avenidas también se verán modificados, causando muchas veces una intensificación de los procesos erosivos.

4.1.2. Alteración de las características fisicoquímicas

Otro factor negativo sobre los corredores fluviales viene determinado por la calidad de las aguas superficiales. Aunque en los últimos años se ha realizado un importante esfuerzo dotando de depuración a la mayoría de los grandes núcleos poblacionales, el estado fisicoquímico de las aguas superficiales sigue siendo mejorable en muchos tramos, que reciben agua insuficientemente tratada, o sin tratamiento, así como una carga continua de contaminación difusa derivada de actividades del sector primario (purines, fertilizantes, etc.), lo que supone en muchos casos una excesiva carga de nutrientes con consecuencias directas sobre la oxigenación del agua. También actividades de producción energética o industriales pueden afectar negativamente al pH y temperatura del agua, así como al oxígeno disuelto. Estas presiones pueden llegar a afectar al estado ecológico de la masa de agua que las sufre.

4.1.3. Alteración de las características químicas del agua

Además de los vertidos de nutrientes o térmicos, las actividades industriales, mineras (también pasadas) e incluso algunas prácticas agroganaderas pueden alterar las características químicas del agua, por vertidos significativos de contaminantes específicos (que afectarían al estado ecológico) e incrementos de sustancias prioritarias y otros contaminantes por encima de las normas de calidad ambiental (que afectarían al estado químico).

4.1.4. Presiones por uso

La urbanización e industrialización de los terrenos aluviales no sólo conlleva la eliminación de hábitats naturales, sino que la impermeabilización del suelo disminuye la infiltración, con el consecuente aumento de la cantidad y velocidad de la escorrentía superficial. Estas transformaciones derivan en un aumento de los picos de la avenida y un acortamiento de los tiempos de respuesta, aumentando con ello el riesgo de inundación.

Adicionalmente, la transformación del tramo fluvial a una playa recreativa representa una actividad cada vez más frecuente. Este proceso lleva aparejada la alteración de los biotopos y la eliminación o reducción de las biocenosis naturales y seminaturales. La actuación resulta dramática cuando la pretendida playa fluvial se proyecta en tramos de alto valor ambiental, con presencia de especies endémicas o protegidas en los cauces o en las riberas, cuya persistencia en un estado de conservación favorable resulta incompatible con las actividades lúdicas y con el mantenimiento de la propia playa fluvial.

4.1.5. Especies Exóticas Invasoras

Las características ecológicas de los corredores fluviales, tales como la dinámica fluvial de las crecidas, provocan un régimen natural de perturbaciones físicas que determinan que sean también medios muy susceptibles de ser invadidos por especies exóticas. Por un lado, el régimen hidrológico natural favorece la movilización de sedimentos permitiendo la creación de depósitos disponibles para la colonización de plantas y, por otro, algunas especies emplean los propios corredores como áreas de expansión, logrando de este modo invadir de forma eficiente otros territorios distintos a aquellos en los que se habían establecido inicialmente.

Entre las especies invasoras presentes en los corredores fluviales del NW Ibérico se pueden indicar las cultivadas en las zonas próximas al corredor fluvial o en el seno de estos (*Acacia*, *Robinia*, *Pinus*, *Eucalyptus*, *Arundo*, *Bambusoideae*, *Bromus willdenowii*, *Lolium x boucheanum*, *Dactylis glomerata* subsp. *glomerata*, etc.), y cuyos propágulos han logrado establecer y desarrollarse sin necesidad de la acción del hombre, invadiendo distintas áreas del corredor fluvial, o incluso han logrado expandirse hacia otros territorios.

Un número importante de plantas exóticas invasoras proviene de plantas establecidas en jardines públicos o privados, así como de áreas ajardinadas de infraestructuras lineales (*Ailanthus altissima*, *Arctotheca calendula*, *Buddleja davidii*, *Cortaderia selloana*, *Crocosmia x crocosmiiflora*, *Helichrysum petiolare*, *Lonicera japonica*, *Reynoutria japonica*, *Sporobolus indicus*, *Stenotaphrum secundatum*, *Tradescantia fluminensis*, *Vinca difformis*, *Vinca major*, *Yucca gloriosa*, *Zantedeschia aethiopica*, etc.). De nuevo los propágulos (semillas, frutos, rizomas), generados por estos individuos determinan la aparición de nuevas poblaciones que provocarán la invasión de los corredores fluviales. En algunos casos estos propágulos iniciales se corresponden con vástagos obtenidos en la poda de los jardines (*Calendula officinalis*, *Canna indica*, *Crocosmia x crocosmiiflora*, *Ipomoea acuminata*, *Ipomoea purpurea*, *Opuntia* sp., *Reynoutria japonica*, *Salix babylonica*, *Yucca gloriosa*, etc.) que son depositados irregularmente en los corredores fluviales o en áreas próximas a éstos, donde logran establecerse y posteriormente expandirse territorialmente.

La presencia de *Alnus incana*, *Prunus serotina* o *Celtis australis* está relacionada con restauraciones ambientales planificadas y/o ejecutadas de forma deficiente, al utilizar como material de revegetación



especies exóticas en lugar de nativas. Éstas posteriormente han logrado naturalizarse y ocupar nuevas áreas. Vinculada con este mismo tipo de actuaciones se encuentra la vía de introducción del oomiceto acuático *Phytophthora x alni*, agente patógeno que está afectando a las alisedas en toda la Unión Europea, y que en el NW Ibérico ha sido la causa de la mortandad generalizada del aliso (*Alnus glutinosa*), registrada en estos últimos 10 años especialmente en Galicia, y más recientemente en otras áreas del NW Ibérico.



Figura 4.1.1. Muchas de las especies exóticas invasoras presentes en los corredores fluviales provienen de plantas establecidas en jardines públicos o privados, como *Helichrysum petiolare*.

El medio acuático de los corredores fluviales del NW Ibérico no es ajeno a la afección causada por las especies exóticas invasoras, cuya presencia y dispersión está relacionada con sueltas de plantas y animales criados en terrarios y acuarios domésticos, o bien por escapes desde centros de producción, viveros o zoológicos. Representativos de este grupo encontramos desde helechos acuáticos (*Azolla* spp.) y plantas acuáticas empleadas en acuicultura (*Elodea canadensis*, *Egeria densa*, *Eichhornia crassipes*, *Myriophyllum aquaticum*), hasta mamíferos de granjas (*Neovison vison*) o centros zoológicos (*Procyon lotor*), pasando por peces (*Carassius auratus*, *Poecilia reticulata*) y reptiles (*Trachemys scripta*) procedentes de acuarios y terrarios. A ellas habría que añadir otras especies cuya presencia es consecuencia de políticas anticuadas de control sanitario (*Gambusia holbrooki*) o de su uso con fines recreativos (*Onchorynchus mykiss*, *Micropercus salmoides*, *Procambarus clarkii*) y sus traslocaciones posteriores ilegales, además de nuevas introducciones ilegales en el medio acuático).

Las actividades de uso público favorecen en muchos casos la dispersión de propágulos de especies exóticas que son transportados inintencionadamente en el calzado y la ropa, el pelo de animales de compañía y caballerías (*Bidens* spp., *Conyza* spp., *Sporobolus indicus*, *Stenotaphrum secundatum*), así como de forma muy significativa en vehículos y embarcaciones. En relación con estos últimos vectores, es conocida su vinculación con la dispersión del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en distintas cuencas de la Península Ibérica, sin reportarse hasta la fecha su presencia en el NW Ibérico. Derivada de las actividades de uso público existe otra vía para favorecer la introducción y difusión de las especies exóticas invasoras, a través de la ejecución continua de desbroces y eliminación de la vegetación en los márgenes de caminos y sendas, actuación que crea medios perturbados temporalmente que son susceptibles de ser fácilmente colonizados por plantas exóticas invasoras, proceso que se ve favorecido con la introducción accidental de sus propágulos a través del calzado, la ropa o las herramientas de los operarios.



4.2 DEFINICIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN FAVORABLE Y BUEN ESTADO ECOLÓGICO

Los corredores fluviales albergan ecosistemas asociados al río tanto acuáticos como terrestres y de interfaz entre ambos, configurando un espacio de elevada biodiversidad que posibilita la presencia de un notable elenco de hábitats de interés para la conservación de la naturaleza, que a su vez funcionan como refugio para muchas especies de interés comunitario vinculadas al ámbito fluvial y a sus riberas. La Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, conocida como Directiva Hábitats, establece en su artículo 11 que los Estados miembros se encargarán de la vigilancia del estado de conservación de las especies y de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, teniendo especialmente en cuenta los tipos de hábitats naturales prioritarios y las especies prioritarias.

De acuerdo con el artículo 1 de la Directiva 92/43/CEE, se determina el estado de conservación de un hábitat como el conjunto de las influencias que actúan sobre el hábitat natural de que se trate y sobre las especies típicas asentadas en el mismo y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones, así como a la supervivencia de sus especies típicas. Se especifica que el estado de conservación de un hábitat natural se considerará favorable cuando se cumplan todos los siguientes requerimientos:

- Su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen.
- La estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible.
- El estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.

En el mismo artículo 1 de la Directiva 92/43/CEE se define el estado de conservación de una especie como el conjunto de influencias que actúan sobre la especie y puedan afectar a largo plazo a la distribución e importancia de sus poblaciones, considerándose favorable cuando se cumplan todos los siguientes requerimientos:

- Los datos sobre la dinámica de las poblaciones de la especie en cuestión indiquen que la misma sigue y puede seguir constituyendo a largo plazo un elemento vital de los hábitats naturales a los que pertenezca.
- El área de distribución natural de la especie no se esté reduciendo ni amenace con reducirse en un futuro previsible.
- Exista y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo.

Para conseguir el estado de conservación favorable de hábitats y especies, la Directiva 92/43/CEE establece, en su artículo 17, que con una periodicidad de seis años los Estados miembros deben elaborar un informe sobre la aplicación de las disposiciones que hayan adoptado en el marco de dicha Directiva. El informe debe incluir, en particular, información sobre:

- Las medidas de conservación aplicadas en las Zonas Especiales de Conservación, que implicarán, en su caso, adecuados planes de gestión, específicos a los lugares o integrados en otros planes de desarrollo.

- Las apropiadas medidas reglamentarias, administrativas o contractuales, que respondan a las exigencias ecológicas de los tipos de hábitats naturales del Anexo I de la Directiva 92/43/CEE y de las especies del Anexo II de la Directiva 92/43/CEE presentes en los lugares.
- La evaluación de las repercusiones de dichas medidas en el estado de conservación de los tipos de hábitat del Anexo I de la Directiva 92/43/CEE y de las especies del Anexo II de la Directiva 92/43/CEE.
- Los principales resultados de la vigilancia a que se refiere el artículo 11.

Con respecto al estado ecológico, desde la promulgación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE se ha avanzado en el estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas en Europa y las administraciones han dedicado un gran esfuerzo para identificar el riesgo de incumplimiento de los objetivos medioambientales a través del análisis de presiones, impactos y riesgos en los cursos fluviales.

La Directiva 2000/60/CE tiene como objetivo alcanzar el buen estado de las masas de agua tanto en su aspecto ecológico como químico, para lo cual define al estado ecológico como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. El buen estado ecológico depende de los elementos biológicos, pero también de los hidromorfológicos, fisicoquímicos y químicos de soporte a los biológicos, y se clasifica con arreglo a los valores establecidos en el Anexo V, el cual se modificaba mediante la Directiva 2014/101/UE, adaptándose a los nuevos requisitos establecidos por normas internacionales y nacionales sobre los métodos empleados para el seguimiento que garanticen el suministro de información de calidad y comparabilidad científica equivalentes.

Para incorporar todas estas actualizaciones y clasificar el estado ecológico de las masas de agua superficiales en España, se promulgaba el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Para el estado ecológico se distingue entre estado muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo, disponiendo los índices e indicadores de los elementos de calidad a aplicar. En su Anexo II, se establecen los valores que forman las condiciones de referencia, el máximo potencial ecológico y los límites de las clases de estado, y las normas de calidad ambiental calculadas para los contaminantes específicos o, en su caso, las normas de calidad ambiental listadas en el anexo V del Real Decreto 817/2015 para las sustancias preferentes, así como los nuevos índices que se recogen en la guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterráneas (MITECO 2021).

Elementos de calidad biológicos	Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos de soporte a los elementos de calidad biológicos	Elementos de calidad hidromorfológicos de soporte a los elementos de calidad biológicos
Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados	Condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad, estado de acidificación y nutrientes	Régimen hidrológico: Caudales e hidrodinámica del flujo de las aguas y conexión con masas de agua subterránea
Composición y abundancia de flora acuática		Continuidad del río
Composición, abundancia y estructura de edades de fauna ictiológica	Contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas	Condiciones morfológicas: Variación de la profundidad y anchura del río y estructura de la zona ribereña

Tabla 4.2.1. Elementos de calidad para la clasificación del estado o potencial ecológico en ríos (MITECO, 2021).

Para poder clasificar el estado ecológico de las masas de agua, es preciso contar con los valores de los elementos de calidad biológicos en condiciones inalteradas. Estas condiciones se dan cuando no existen alteraciones antropogénicas de los valores de los elementos de calidad fisicoquímica e hidromorfológica

correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con ese tipo en condiciones inalteradas.

Una vez obtenidos estos valores, sirven de referencia para poder compararlos con los resultados de los programas de seguimiento. En caso de existir grandes diferencias entre lo observado (programas de seguimiento) y las condiciones de referencia, se trataría de masas de agua en estados peor que bueno. En el caso contrario, se trataría de masas de agua en buen estado.

Las condiciones de referencia, el máximo potencial ecológico y los límites de clase de estado de cada uno de los indicadores de los elementos de calidad que permiten evaluar el estado o potencia ecológico de las masas de agua se pueden consultar en el Anexo II del Real Decreto 817/2015. La Red de Referencia, dentro del programa de vigilancia, es el instrumento mediante el cual se establecen las condiciones de referencia.

La clasificación del estado ecológico de una masa se evalúa a través de un proceso iterativo, que comprende el análisis de los valores de los indicadores de calidad biológicos, seguido del análisis de los indicadores químicos y fisicoquímicos generales; y finalmente, se analizan los indicadores hidromorfológicos. La evaluación del estado o potencial ecológico tiene dos niveles: un primer nivel de selección de los datos y valoración de cada uno de los elementos de calidad, y un segundo nivel de evaluación del estado o potencial de masas de agua.

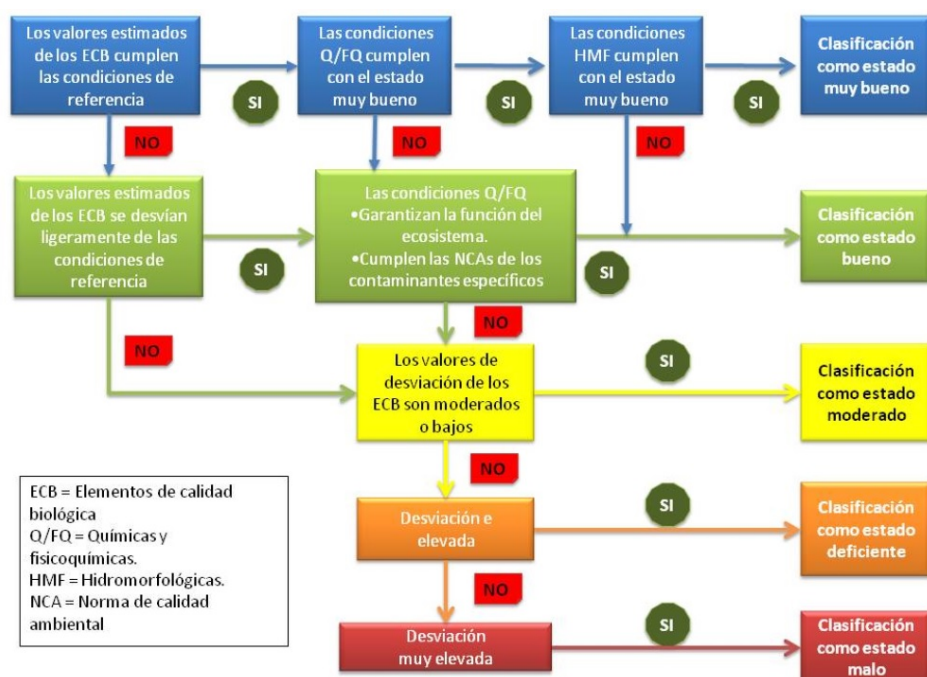


Figura 4.2.1. Proceso iterativo para la determinación del estado ecológico de una masa de agua (MITECO 2021)



5. GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE CORREDORES FLUVIALES

5.1 ABORDANDO LA RESTAURACIÓN DE CORREDORES FLUVIALES

El funcionamiento de los corredores fluviales responde a un entramado complejo de relaciones entre el medio biótico y el abiótico, por lo que la afección a uno de ellos provoca desequilibrios que pueden repercutir en cualquiera de las variables del ecosistema. Esto hace que cualquier actuación que se quiera realizar en el medio fluvial haya de responder a una exhaustiva planificación multidisciplinar que establezca los métodos y técnicas a llevar a cabo en base a las características del corredor fluvial y que permita el cumplimiento de los objetivos establecidos.

Las diferentes etapas marcadas deben facilitar la organización y control de los trabajos, el seguimiento de la ejecución técnica y económica y dejar constancia de las actuaciones que se van a llevar a cabo. Además, se debe programar, y posteriormente realizar, el seguimiento de las acciones de restauración que ayudará en el conocimiento de la respuesta del sistema fluvial. Paralelamente a todo ello se debe contar con la participación pública en el proceso de restauración.

A continuación, indicamos las etapas a llevar a cabo para la ejecución de un proceso de restauración desde sus inicios hasta el seguimiento final (Figura 5.1.1).

PLANIFICACIÓN DEL PROCESO DE RESTAURACIÓN

La planificación es parte fundamental en el proceso de restauración, permite la comprensión del problema y el abordaje adecuado de la solución. Debe constar de varias etapas que se describen a continuación.

Identificación de la problemática

La detección de una problemática, ayuda en diagnosticar la existencia de alguna presión sobre el corredor fluvial. Esta primera identificación y tipificación, con una valoración general de la situación, es la que va a determinar el arranque del proceso y es fundamental para encontrar las soluciones más adecuadas.

Delimitación de la zona afectada

Un factor importante a tener en cuenta es la dimensión en la que se actúa, aunque los problemas de los ríos se manifiestan en tramos concretos, su origen y causas pueden afectar a una longitud de cauces mucho mayor (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Por tanto, es importante identificar el origen del problema y en base a ese punto definir con precisión el área o áreas objeto de intervención, incluyendo el área origen del problema.

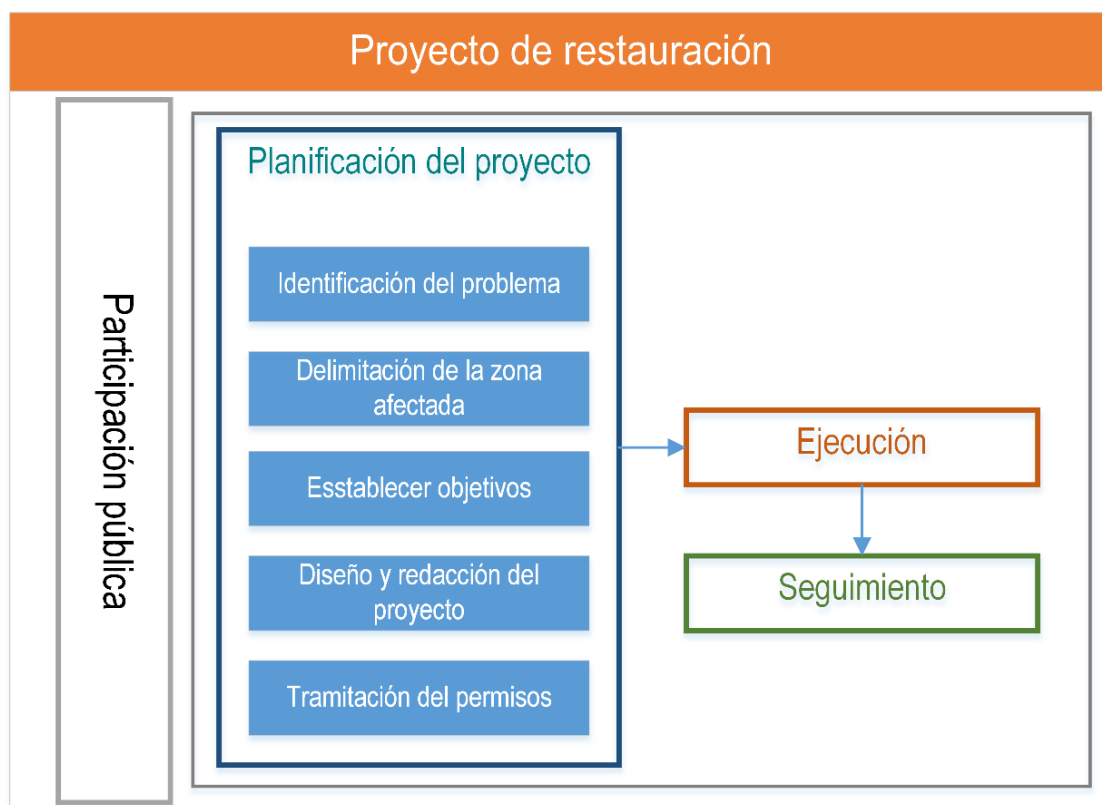


Figura 5.1.1. Síntesis de las etapas a llevar a cabo en un proyecto de restauración fluvial.

Establecer objetivos de la actuación

Con esta información previa ya se pueden establecer los objetivos y el alcance del proyecto. Se puede proponer un objetivo general que se desglose en objetivos más específicos que permitan su cumplimiento en varias fases. La finalidad de esta etapa ha de ser la de preestablecer una imagen objetivo del sistema fluvial.

Diseño y redacción de proyecto

Una vez sentadas las bases de la actuación y establecido un equipo de trabajo de carácter multidisciplinar especializado en ríos, es necesario plasmar y desarrollar las ideas iniciales en un proyecto en el que se deberán incluir, al menos, los siguientes aspectos:



- **Antecedentes, objetivos y justificación del proyecto**, es decir, qué ha dado lugar a la necesidad de la elaboración del proyecto de restauración y los objetivos a cumplir. Todo ello habrá de realizarse en base a la legislación vigente en el territorio donde se vaya a ejecutar la obra.
- **Diagnosis inicial y caracterización del ámbito de estudio**. Para la elaboración de un proyecto de restauración fluvial es recomendable definir el contexto físico del tramo fluvial en el que se ubique (Velasco *et al.*, 2008), para el caso de los corredores fluviales sería la cuenca hidrográfica. Un análisis general de ésta (relieve, climatología, red hidrográfica, marco geológico, usos del suelo, flora y fauna, etc.) va a ayudar a comprender mejor el funcionamiento de los ríos que por ella discurren. Una segunda etapa incluiría una descripción completa con cartografía detallada de la zona de actuación, tratando de reflejar las condiciones actuales físicas y ecológicas del cauce y sus riberas, así como los aspectos socioeconómicos y culturales que permiten predecir su uso y valoración por las poblaciones cercanas (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Un ejemplo de apartados a desarrollar sería:
 - o Caracterización geomorfológica y de la dinámica fluvial
 - o Estado de los hábitats: estudio de la cubierta vegetal, fauna, etc.
 - o Contexto social: servicios ecosistémicos, impacto socioeconómico, aspectos culturales, etc.

Los datos recogidos deben ser temáticamente precisos y correctamente georreferenciados, lo que hará extensible la utilidad de la información en otros proyectos futuros. La herramienta más adecuada para la gestión de estos datos es un Sistema de Información Geográfica (SIG).

- **Análisis de la problemática**. En este apartado se debe reflejar el diagnóstico de la problemática que presenta el tramo, en base a la descripción anterior de sus características físicas y socioeconómicas (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Es importante identificar no solo el problema sino también las causas que lo originan para poder actuar sobre ellas.
- **Informes técnicos del proyecto** en los que se definan los detalles concretos de cómo se va a ejecutar la actuación, siendo esencial que se incluyan planos y cartografía, junto con un cronograma y el presupuesto de la actuación. En este capítulo habría que considerar las posibles limitaciones que se puedan encontrar a la hora de llevar la acción a cabo (zonas protegidas, propiedad de los terrenos, cumplimiento de legislación en cuanto a deslindes y zonas de protección de carreteras, ferrocarriles, líneas eléctricas, etc.). También se debe tener en cuenta el preceptivo gestor de residuos necesario para retirar, transportar y tratar los distintos residuos que se puedan generar de la obra. Finalmente, sería conveniente redactar un Plan de Contingencia en el que se relacionen los posibles riesgos que puedan aparecer, estableciendo las soluciones necesarias en caso de que la contingencia planteada ocurra.
- **Indicadores de seguimiento** previo al inicio de las obras es necesario establecer unos indicadores, es decir, determinados elementos o características del medio fluvial que pueden ser medidas o valoradas y que informan del estado del río (Ollero, 2015). Han de permitir llevar a cabo un seguimiento durante y después de la actuación. Asimismo, calculados antes del comienzo de las actuaciones, permitirán obtener una imagen de partida o situación “cero”.

Durante el periodo de elaboración del proyecto se establecerán las redes de contacto necesarias para la ejecución del mismo, buscando el apoyo financiero y administrativo que haga falta para su consecución.

Tramitación de permisos

Una vez aprobado el plan del proyecto de restauración, y previo al inicio de su ejecución se tramitarán todos los permisos necesarios para llevar a cabo las obras de restauración. Pueden ser necesarias labores administrativas a nivel local con los ayuntamientos y a nivel regional y estatal con las diferentes administraciones (servicios provinciales, demarcaciones de costas, confederaciones hidrográficas, servicios de carreteras, etc.) en función de las diferentes competencias.

EJECUCIÓN

Una vez aprobado el proyecto se procederá a su ejecución, que deberá seguir de forma rigurosa lo establecido en la parte técnica del proyecto de planificación. Tras la ejecución de las acciones descritas en la planificación deberá elaborarse un informe de ejecución.

En caso de que sea necesaria la modificación de alguna de las acciones siempre será por motivos justificados y tendrá que quedar recogida en el informe final de ejecución del proyecto.

SEGUIMIENTO DEL PROYECTO

Para llevar a cabo el seguimiento se utilizarán los indicadores establecidos en la fase de diseño del proyecto, que podrán ser modificados y adaptados en función de las necesidades que puedan surgir. La monitorización del proyecto ha de realizarse, desde el inicio del mismo para conocer la situación de partida y luego se hará de forma periódica hasta la finalización de las obras, incluso, si fuese posible, después de las actuaciones, para dar la oportunidad de que se reflejen mejor los cambios a largo plazo.

Con el seguimiento se va a vigilar la evolución del proceso de restauración, controlar los cambios que se produzcan, así como detectar y corregir la aparición de efectos indeseable para finalmente verificar el cumplimiento de los objetivos establecidos.

Hay que tener en cuenta que algunos indicadores, pueden presentar valores negativos en las fases intermedias del seguimiento, que quedarían justificados en las siguientes fases, cuando se finalicen las obras. También, en función del tipo de actuación, habrá parámetros que al finalizar las actuaciones aún no presentarán valores especialmente significativos, debiendo interpretarse entonces como tendencias de la evolución de los resultados.

PARTICIPACIÓN PÚBLICA: IMPLICACIÓN DE LOS AGENTES SOCIALES

Simultáneamente a todas estas etapas ha de llevarse a cabo un proceso participativo activo de los agentes interesados (asociaciones, propietarios ribereños, administraciones, empresarios, etc.). Esta participación pública ha de gestionarse y planificarse adecuadamente para que su potencial sea explotado de la mejor manera (Mendes, 2008). Para que un proyecto de restauración sea efectivo, se requiere el compromiso del cuerpo social, que es probable que se vea afectado mediante la renuncia a espacio, usos y desarrollos en beneficio de la integridad del ecosistema fluvial (Fernández & Martínez, 2008).

Desde el inicio de la planificación de un proyecto de restauración se hace esencial la divulgación y sensibilización y la generación de proyectos participativos. Los usuarios del río, son en muchas ocasiones los que identifican en primer lugar, las presiones a las que está sometido y los problemas que pueden generar. Además, organizaciones no gubernamentales de carácter local, pueden tener capacidad para promocionar y movilizar a las administraciones competentes a que lleven a cabo la restauración de ciertos tramos de río (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Por otro lado, el proceso participativo en las fases iniciales del proyecto permite a los gestores del territorio conocer la percepción que tiene la población de los problemas de los corredores fluviales y conocer sus expectativas.

Una vez finalizado el diseño y la redacción del proyecto se puede llevar a cabo un nuevo proceso de participación pública, para darlo a conocer a los agentes interesados de forma que la ejecución se realice sin limitaciones o alegaciones por su parte que puedan retrasar los trabajos (González del Tánago y García de Jalón, 2007; Camprodon *et al.*, 2012).

Del mismo modo, resulta fundamental, en las últimas fases del proyecto de restauración, la difusión de los resultados obtenidos a dichos agentes.

CONSIDERACIONES FINALES ACERCA DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL

La restauración fluvial incluye el conjunto de actuaciones encaminadas a devolver al río su estructura y funcionamiento como ecosistema de acuerdo a unos procesos y una dinámica similar a la que le correspondería en condiciones naturales. Es decir, habría que devolver al río a su estado previo a la perturbación. En el mejor de los casos esta restauración podría realizarse de forma pasiva, es decir mediante un proceso natural, en el que se elimine el impacto, se eviten nuevas agresiones y se regenere el espacio fluvial. Sin embargo, en numerosas ocasiones, es preciso llevar a cabo intervenciones que contribuyan a acelerar el proceso de recuperación, haciendo uso de técnicas compatibles con las características físicas, ambientales y sociales de cada zona (Díez e Ibisate, 2018).

La alta complejidad de los sistemas fluviales, requiere, que cualquier actuación que se vaya a hacer sobre ellos está correctamente diseñada, ejecutada y monitorizada, y siempre basada en un adecuado conocimiento de su estructura y funcionamiento (Díez e Ibisate, 2018), de esta forma se conseguirá dotar a la actuación de un enfoque integrado y que pueda repercutir de forma positiva sobre otros parámetros del corredor fluvial.

Algunas de las intervenciones más habituales en los corredores fluviales incluyen por ejemplo Restauración hidromorfológica del cauce, el control y eliminación de especies exóticas e invasoras o cómo abordar la plantación en las riberas.

En el lado opuesto están actuaciones que bajo el concepto de restauración ambiental pretenden incluir acciones que dificultan la naturalidad de los corredores fluviales, como son “ajardinar” riberas, encauzamientos rígidos con materiales tipo hormigón, paseos o parques fluviales con desbroce sistemático de la vegetación autóctona o implantación de especies exóticas, etc. Para evitar este tipo de actuaciones sigue haciendo falta un cambio profundo en la mentalidad social en relación con el territorio y el medio ambiente (Ollero, 2015). Para ello es necesaria la divulgación del conocimiento, así como una importante participación activa de los agentes interesados. Estas tareas de difusión pueden ayudar a que, una vez finalizada la actuación, algunas tareas puedan ser llevadas a cabo por dichos agentes. Es el caso del mantenimiento de las acciones (seguimiento de las plantaciones, arranque manual de especies invasoras) o la notificación de cualquier problema a la administración competente.



5.2 RESTAURACION HIDROMORFOLOGICA DEL CAUCE

La conexión funcional entre el cauce con sus riberas y llanuras de inundación, en las dimensiones longitudinal, lateral y vertical, determina el correcto funcionamiento del río como ecosistema, así como la estructura de la vegetación de ribera (Velasco *et al.*, 2008). Las crecidas y los periodos de aguas altas incrementan la dinámica de dichas conexiones al conectar el cauce con los demás elementos del corredor fluvial. Estas interacciones se encuentran alteradas en numerosos puntos de la red fluvial, especialmente en zonas antropizadas.

En relación con el cauce y su **dimensión lateral o transversal**, destacan las alteraciones derivadas de dos tipos de canalizaciones, por un lado, las dirigidas exclusivamente a la protección de orilla frente a las erosiones pero que no alteran la inundabilidad de la llanura aluvial y, por otro, las destinadas a reducir los desbordamientos y proteger aquellas vegas con bienes humanos y materiales expuestos. Estas infraestructuras pueden producir la reducción del espacio original del cauce y el aumento de la pendiente del canal, que a medio y largo plazo suele derivar en un agravamiento de la energía durante avenidas y un encajamiento del lecho del canal. La ocupación de la llanura de inundación mediante rellenos artificiales de variada naturaleza (infraestructuras viarias, edificaciones, escombreras, etc.) también afecta a la conectividad lateral ya que no sólo disminuye el espacio de amortiguación de la energía durante avenidas, sino que la modificación de la topografía original altera los flujos de las aguas desbordadas, pudiendo producirse agravamientos de los daños como consecuencia del aumento del poder de la corriente (Figura 5.2.1). No obstante, la protección de las actividades económicas y desarrollos urbanos es una prioridad en estos casos, por lo que las actuaciones deben estar dirigidas a reducir la vulnerabilidad de los usos expuestos a la inundación (Aparicio *et al.*, 2019).



Figura 5.2.1. A la izquierda escollera de protección de orilla en el río Eo en Trabada (Lugo), con una erosión justo aguas arriba de la misma (flecha amarilla) y a la derecha ocupación de la llanura inundable por un relleno antrópico asociado a la línea de ferrocarril en Ribadeo y que está alterando los patrones de la inundabilidad que pueden darse ante condiciones naturales.

El perfil longitudinal es la pendiente que describe el cauce en su recorrido descendente desde su origen hacia su nivel de base. Es un perfil móvil, consistente en la reducción de las pendientes fuertes por erosión lineal y regresiva y procesos de sedimentación sobre las débiles. Esa tendencia a lograr un perfil de equilibrio que aseguraría la mejor eficiencia de transporte y que depende de la **continuidad longitudinal**, se ve alterada frecuentemente por diversas actuaciones humanas, en especial infraestructuras transversales como presas, azudes, vados o puentes (Ollero y Romeo, 2007), que representan las alteraciones morfológicas artificiales más frecuentes en el medio fluvial (Figura 5.2.2). Actuaciones como dragados pueden alterar la naturalidad del lecho y la dinámica de las corrientes, modifican la topografía y

la pendiente del fondo del lecho así como los balances entre los procesos de erosión y sedimentación. Su incidencia es importante también en la dinámica vertical, variando los procesos naturales de acreción e incisión, la secuencia rápidos-pozas y los mecanismos de transporte, acelerando la velocidad del flujo (Durán et al., 2009).



Figura 5.2.2. Azud que rompe la continuidad longitudinal del río Eo a su paso por Ribeira de Piquín (Lugo) y puente con gran acumulación de restos de madera muerta provocando una reducción importante de la sección del cauce del río Eo en A Pontenova (Lugo).

Como resultado de diversas actuaciones, la red fluvial puede presentar desequilibrios como socavación y descalce de las cimentaciones de infraestructuras, disminución de la cantidad de sedimento que llega al litoral, disminución de la capacidad de auto-limpieza del cauce o reducción del nivel freático con pérdida de calidad del bosque de ribera y disminución de la biodiversidad, siendo frecuente también la aparición de nuevas presiones, como la presencia de algunas Especies Exóticas Invasoras (EEI), o la formación de nuevos puntos de desequilibrio lateral del canal, con erosión de márgenes. Todo ello hace que las funciones del corredor fluvial como conector ecológico y regulador hidrológico se vean mermadas.

OBJETIVOS

Para mejorar la conectividad ecológica del corredor y contribuir a una mejora de los hábitats ribereños con garantía a medio y largo plazo, el corredor fluvial debe presentar una configuración de equilibrio fundamentada en la naturalidad del sistema. Por lo tanto, el objetivo es conseguir una continuidad en las tres dimensiones de forma que se mejoren los procesos de erosión, transporte y sedimentación del corredor fluvial y se alcance, en la medida de lo posible, una interacción equilibrada entre el cauce, su ribera y las zonas inundables.

RECUPERACIÓN DE LA CONECTIVIDAD LONGITUDINAL-VERTICAL

Previo a la ejecución de la obra, se llevará cabo un proyecto técnico en el que se establezca el diseño y todas las fases de actuación, incluyendo la correspondiente *Evaluación de Impacto Ambiental*, en los casos que así lo requiera. Para las infraestructuras que disponen de concesión, como presas y azudes asociados a canales de derivación, se consultará su situación administrativa para conocer en qué estado se encuentran.



Métodos de actuación

- Para presas y azudes, siempre que sea posible, se procederá a su demolición completa, incluida la base cimentada. Si la financiación de la actuación es limitada se puede abordar en una primera fase, una demolición parcial que permita el inicio de la recuperación de la conectividad longitudinal y así la de los hábitats (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Si no fuesen posibles estas opciones por causas debidamente fundamentadas (sigue en funcionamiento, forma parte del patrimonio cultural de un territorio, etc.) se aplicarán medidas alternativas para intentar paliar algunos de los efectos negativos sobre el medio fluvial. Una de las opciones, cuando el obstáculo es infranqueable, es el establecimiento de escalas para peces. Se establecerá una vía de agua, de fácil entrada y salida, franqueable por la totalidad de peces autóctonos y que sea funcional durante crecidas y estiaje. Además, se considera importante la gestión del caudal sólido acumulado debiendo incluirse en los programas de explotación de cada infraestructura, buscándose el equilibrio entre la entrada y salida de sedimentos (Morris y Fan, 2010). Puede ser mediante desembalses que incluyan sedimentos, actuaciones de by-pass o reubicación de sedimento, descarga de sedimentos mediante apertura periódica de desagües de fondo en caso de que pueda activarse, dragados, etc. La viabilidad de cualquiera de las alternativas se analizará desde el punto de vista ambiental, técnico, legal, social y económico para cada situación particular.
- Para estructuras como vados, diques o traviesas, también se recomienda su demolición, ya que, en la mayoría de los casos no es una actuación compleja. Si la estructura está cumpliendo un efecto de estabilización del lecho se puede sustituir por rampas de piedras sueltas que salven el desnivel existente en el cauce, pero que no afectan a la conectividad longitudinal (González del Tánago y García de Jalón, 2007). En los casos en los que estas estructuras se utilizan como zona de paso peatonal, se propone su sustitución por pasarelas peatonales que produzcan el mínimo impacto en el cauce (Ollero, 2015).
- En el caso de los puentes mal dimensionados que generan problemas de erosión, taponamientos o agravamientos de la peligrosidad de inundación, debe valorarse su redimensionamiento. Cuando no sea posible su modificación o eliminación, se plantea llevar a cabo un seguimiento periódico de las infraestructuras, valorando la ejecución de actuaciones puntuales cuando haya afecciones que puedan reducir su sección, como puede ser la reubicación de madera muerta acumulada o la recolocación de sedimentos acumulados en sus inmediaciones. Dado el elevado número de este tipo de estructuras conflictivas presentes en la red hidrográfica y el coste que implica su modificación, se recomienda realizar un diagnóstico de cada caso concreto, analizando la vulnerabilidad de la infraestructura, alternativas de modificación y el agravamiento del riesgo de inundación asociado, para priorizar las actuaciones.

A tener en cuenta

- En general se recomienda que, siempre que sea posible, las actuaciones se realicen en periodo de estiaje para reducir los riesgos derivados de la ejecución de los trabajos.
- Se deben tomar las precauciones necesarias para evitar modificaciones importantes de la morfología del cauce, alteraciones de la vegetación autóctona circundante, así como los daños en los posibles refugios de fauna. Estas medidas deben aplicarse en toda la zona de actuación, incluyendo los accesos a la obra.
- Si hay presencia de Especies Exóticas Invasoras (EEI) en el entorno de la actuación, en primer lugar deben aplicarse trabajos para erradicarlas, ya que la eliminación de la fragmentación favorece su dispersión (González *et al.*, 2019).
- Para las demoliciones de infraestructuras se prestará especial atención a la ictiofauna, trasladándola antes del inicio de las obras (Aparicio *et al.*, 2019).
- Cuando la infraestructura tenga sedimentos retenidos aguas arriba, como norma general la actuación debe tratar de mantener el sedimento fluvial en el río, de forma que se distribuya por el cauce de forma natural durante las crecidas (Ollero, 2015; Aparicio *et al.*, 2019). En caso de que la cantidad de sedimento sea muy elevada respecto a lo que hay en el resto del cauce, es



recomendable estudiar en detalle los emplazamientos de reubicación para valorar en cada caso la solución más adecuada (Aparicio *et al.*, 2019).

- Se realizará una adecuada gestión de los elementos constructivos sobrantes y otros residuos generados, llevándolos a vertedero autorizado, siguiendo los protocolos establecidos al respecto (Ollero, 2015; Aparicio *et al.*, 2019).
- En la demolición de infraestructuras transversales, se considerará que a corto plazo pueden producirse cambios en las condiciones hidromorfológicas que favorezcan procesos como la incisión o la erosión remontante, al pasar de un ecosistema de aguas lentas a otro de aguas corriente. No obstante, estos efectos se van atenuando una vez que el sistema fluvial alcance de nuevo el equilibrio y los beneficios tanto hidrológicos como ecológicos serán muy positivos (González del Tánago y García de Jalón, 2007; Ollero, 2015). Dado que la retirada de algunos azudes de gran envergadura pueden implicar modificaciones a medio plazo en la morfología del canal en tramos adyacentes, se recomienda realizar un estudio complementario de pronósticos de cambio y elementos vulnerables expuestos.
- Una vez finalizadas las obras, debe realizarse un seguimiento de parámetros biológicos y geomorfológicos para poder analizar la evolución del sistema fluvial y actuar en caso de posibles desequilibrios, ya que es la forma de poder asegurar el restablecimiento de una configuración equilibrada.

RECUPERACIÓN DE LA CONECTIVIDAD TRANSVERSAL

La mejora de la conectividad transversal, pasa fundamentalmente por abordar obras de retirada o retranqueo de canalizaciones, representadas fundamentalmente por escolleras y otras estructuras longitudinales (bloques de hormigón, acumulaciones de materiales configurando motas o caballones, gaviones, etc.), ubicadas en tramos fluviales cuya modificación no incremente el riesgo a la población y donde los usos del territorio puedan ser compatibles con la inundabilidad periódica. El objetivo es dar espacio al río para amortiguar la energía durante avenidas mediante procesos de erosión y sedimentación.

Se trata de obras complejas que en ocasiones pueden requerir de expropiaciones, por lo que su diseño debe fundamentarse en un estudio de alternativas que valore los beneficios sociales, ambientales y de reducción del riesgo de inundación, los cuales deben presentarse.

Métodos de actuación

- En los casos en los que estas estructuras hayan perdido su función o defiendan elementos poco vulnerables, la solución más adecuada sería la demolición de la infraestructura, devolviendo los materiales al propio cauce cuando procedan de él o en su defecto redistribuirlos por la llanura de inundación para que sean movilizados por el río en crecidas.
- En algunos casos, sobre todo para las motas, si hay algún uso del territorio que requiera de protección, se puede proceder a trasladarlas a una posición más alejada del cauce, de forma que el río gane espacio para mejorar su funcionamiento hidráulico y ecológico y disipar parte de su energía. En este espacio ganado al río se establecerá la vegetación riparia generándose hábitats ribereños mejorando el estado del ecosistema.

A tener en cuenta

- Este tipo de actuaciones se llevarán a cabo en periodo de estiaje para reducir los riesgos derivados de la ejecución de los trabajos.
- Se deben tomar las precauciones necesarias para evitar modificaciones en la morfología del cauce, alteraciones de la vegetación autóctona circundante, así como los daños en los posibles refugios de fauna. Estas medidas deben aplicarse en toda la zona de actuación, incluyendo los accesos a la obra.



- Si las estructuras de defensa, especialmente las motas, estaban vegetadas, habrá que prestar especial atención a que no haya presencia de EEI. En caso de haberlas habrá que evitar su diseminación durante la ejecución de la actuación.
- En caso de que estas estructuras hubiesen generado el abandono de algún canal secundario, es recomendable facilitar la conexión del mismo con el canal principal, incrementándose así la capacidad de desagüe.
- En algunos casos será necesaria la estabilización de taludes, para lo que se utilizarán técnicas de bioingeniería.
- Se realizará un seguimiento de parámetros biológicos y geomorfológicos para poder analizar la evolución del sistema fluvial y validar su recuperación tras la obra.

CONSIDERACIONES FINALES ACERCA DE LA RESTAURACIÓN HIDROMORFOLÓGICA

Hoy en día, la concienciación sobre el uso y gestión de los territorios fluviales ha mejorado notablemente. Políticas como la Directiva Marco del Agua y la Directiva de Evaluación y Gestión de los Riesgos de Inundación han ayudado a la conservación y recuperación del buen estado de los ríos. Basándose en ellas se ha puesto a disposición del público mucha información útil de cara a la elaboración de proyectos sobre gestión de corredores fluviales. Destacan los siguientes visores cartográficos disponibles en la web del Ministerio de Transición Ecológica, en los que se puede obtener información de utilidad para la elaboración de estudios previos en la ejecución de este tipo de actuaciones:

- Visor del SNCZI e Inventario de Presas y embalses en el que se dispone de toda la información relativa a inundabilidad, DPH, y a los aprovechamientos hidroeléctricos, presas y embalses.
<https://sig.mapama.gob.es/snczi/index.html?herramienta=DPHZI>
- Visor de Redes de Seguimiento de las masas de agua y de la Directiva Marco del Agua
<https://sig.mapama.gob.es/redes-seguimiento/>
- Geoportal del Ministerio en el que se pueden consultar y descargar capas de obras ejecutadas y los azudes y pequeñas presas obsoletas demolidas en el marco de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos <https://sig.mapama.gob.es/geoportal/>

También destacan varias guías elaboradas por el MITECO, en las que se recoge información que contribuye a mitigar la vulnerabilidad de elementos ubicados en la zona inundable, y que puede descargarse en el siguiente enlace:

<https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/gestion-de-los-riesgos-de-inundacion/usos-del-suelo-en-zonas-inundables/Guias-adaptacion-riesgo-inundacion-criterios-constructivos.aspx>

Aunque esta información previa ayudará a la caracterización inicial de las actuaciones que, una vez ejecutadas, requerirán de un seguimiento sencillo para ver su evolución, destacar que los sistemas fluviales tienen alta capacidad de recuperación, por lo que una vez retirados los obstáculos, la propia dinámica fluvial, tras una época de crecidas, se encargará de la naturalización del río, con la dispersión de los sedimentos, y las riberas, estableciéndose la vegetación y conformando el hábitat ribereño.

5.3 CONTROL DE ESPECIES EXÓTICAS E INVASORAS

La globalización ha incentivado la propagación de especies exóticas, algunas de ellas consideradas invasoras, alrededor de todo el mundo y una parte de estas pueden afectar a la salud humana, de nuestra ganadería o de los cultivos causando importantes daños económicos. Estas especies son percibidas a nivel internacional como un importante riesgo frente al que actuar. Otras especies causan principalmente daños ambientales que repercuten en los servicios ecosistémicos siendo a su vez origen de importantes costes. En este caso las estrategias de manejo suelen estar dirigidas a nivel nacional (Keller y Perings 2011).

En Europa las Especies Exóticas Invasoras (EEI) representan una de las principales amenazas para la biodiversidad, que se intensifica con el aumento del comercio global, el turismo y el cambio climático. Actúan alterando los hábitats, transfiriendo enfermedades, sustituyendo especies autóctonas o hibridándose con ellas.

Entre las principales vías para la introducción y dispersión de EEI, identificadas por la Comisión Europea, está el escape de zonas de confinamiento (agricultura, acuicultura, jardines, zoos, granjas, animales de compañía etc.) la liberación intencionada en la naturaleza y el transporte no intencionado como polizón (o contaminante) ((Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2021).

En el caso de las especies acuáticas, encontramos estas mismas vías de entrada, a las que podemos añadir la creación de infraestructuras que, a modo de corredores, unen regiones o cuencas que no lo estaban previamente (Casals & Sánchez-González, 2020). Algo más de dos centenares de especies se encuentran introducidas en los ecosistemas acuáticos continentales ibéricos (Casals & Sánchez-González, 2020). Un análisis reciente del centenar largo de especies animales introducidas en ellos (Muñoz-Mas & García-Berthou, 2020), mostraba diferentes vías predominantes según grupos: sueltas intencionadas (legales o no) para cangrejos dulceacuícolas y peces, escapes y transporte no intencionado para moluscos. Los ríos atlánticos se ven afectados por una gran variedad de EEI vegetales y animales que son capaces de establecerse en el bosque ribereño y desplazar a las especies autóctonas gracias a un comportamiento invasor manifiesto. Las EEI poseen una serie de características que condicionan la elección de las técnicas a emplear para su erradicación.

La eliminación de EEI en el ámbito fluvial tiene como objetivos la restauración de la composición biológica autóctona y del hábitat ripario, así como la protección de poblaciones nativas, con especial interés al hablar del bosque de ribera de los corredores fluviales atlánticos en las especies características del Hábitat de Interés Comunitario 91E0*.

ELIMINACIÓN DE EEI VEGETALES

En la restauración de hábitats ribereños se aconseja emplear métodos físicos, mecanizados y manuales, para el control de las EEI evitando en lo posible el uso de fitocidas y asegurándose de que se retiran del medio todos los materiales no biodegradables, así como los restos de las especies que pudieran propagarlas, después de la consecución de los objetivos. Las labores irán de aguas arriba a aguas abajo para minimizar la dispersión de los propágulos. Cualquier método de trabajo debe hacerse con las adecuadas medidas de protección.

Podemos encontrar muchos tipos de EEI vegetales, desde leñosas arbóreas o arbustivas, que pueden crecer hasta más de 30 m como los eucaliptos, a las herbáceas de diferentes tamaños. Hay herbáceas que llegan a tener más de 3 m de altura como *Cortaderia selloana* y otras de pocos milímetros como *Lemna minuta*. Por otro lado, muchas especies invasoras tienen bulbos, rizomas o estolones, otras tienen alta capacidad de producir rebrotes de cepa o una altísima cantidad de semillas. Esta gran variedad de portes y estrategias de dispersión condiciona las técnicas a utilizar en cada caso.

Después de la eliminación de las EEI con métodos físicos, la recuperación de la cubierta vegetal autóctona resulta más rápida y efectiva mediante plantaciones de especies características del hábitat.

Eliminación mediante métodos mecánicos

Los métodos mecanizados son los que necesitan de maquinaria motorizada para su ejecución. Están especialmente indicados para EEI arbóreas y arbustivas de gran porte o de potente sistema radicular con capacidad de rebrote como eucalipto, pino, acacia, caña común, etc.

Métodos de actuación
• Tala de las EEI arbóreas y repetidas eliminaciones de los rebrotes hasta la completa desaparición • Tala y destocoado de especies con rebrote de cepa • Anillado o descortezado de troncos • Cubrición con lona de polietileno (acolchado) • Desbroces repetidos de plantas rizomatosas, estoloníferas o con rebrotes radicales.
A tener en cuenta
• Tomar todas las precauciones para no dañar la vegetación autóctona circundante • Retirar frutos y semillas de las EEI presentes en el suelo después de la eliminación • Evitar el desbroce mecánico de EEI herbáceas con capacidad de rebrote a partir de fragmentos de tallo • Evitar actuar en la temporada de dispersión de las semillas • Retirar del área de trabajo fragmentos de ramas y troncos de especies con capacidad de rebrote • Efectuar un arranque manual y repetido de plántulas de EEI arbóreas originadas de las semillas presentes en el suelo después de la tala • Si se utiliza el anillado o descortezado debe hacerse en todo el perímetro de los tallos • La cubrición con lona debe llegar hasta el cuello de los tocones • Evitar los desbroces de vegetación autóctona y restringirlos a casos donde sea necesario por razones logísticas • No utilizar el fuego como método de control • Evitar el uso de fitocidas • Tomar las medidas de desinfección y limpieza necesarias para no dispersar las especies introducidas a otros tramos

Eliminación mediante métodos manuales

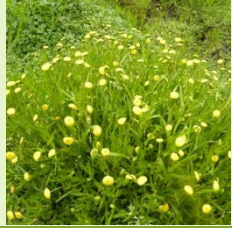
Los métodos manuales son los que se pueden realizar sin o con la ayuda de herramientas básicas de jardinería, como azadas, palas, tijeras de podar, serruchos etc., generalmente son costosos en tiempo de trabajo, pero respetuosos con el resto de los componentes del hábitat. Indicados para EEI herbáceas y plántulas de leñosas, como *Crocsmia*, *Delairea*, *Tradescantia*, *Acacia* etc.

Métodos de actuación
• Repetidos arranques de plantas anuales, bulbosas, rizomatosas y estoloníferas hasta su completa desaparición • Arranque de plántulas de EEI arbóreas originadas de las semillas presentes en el suelo después de la tala o la eliminación manual • Acolchado de plantas rizomatosas o estoloníferas con materiales opacos
A tener en cuenta

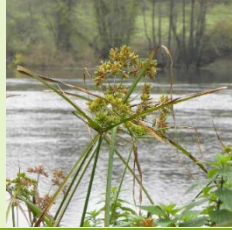
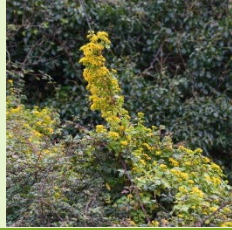
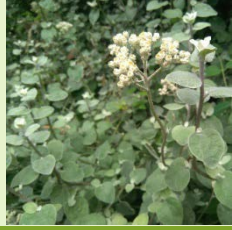
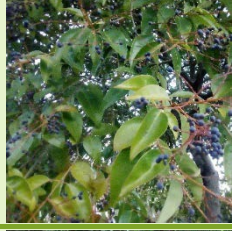
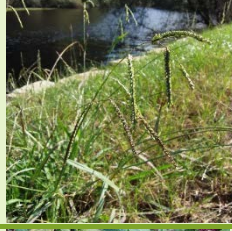
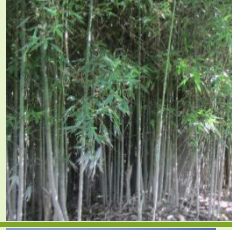
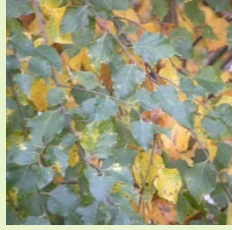


- La eliminación no debe hacerse durante la temporada de dispersión de las semillas y es preferible hacerlo antes de su formación
- Retirar los frutos o semillas visibles en el suelo
- No dejar la tierra removida sin resiembra o plantación de especies autóctonas
- No utilizar el sustrato retirado de áreas con EEI herbáceas para otras obras de restauración
- No utilizar el fuego como método de control
- Gestionar adecuadamente los restos vegetales retirados para evitar su propagación en otros medios
- Gestionar adecuadamente todos los materiales no biodegradables que se hayan usado para el control.
- Sembrar o plantar especies autóctonas en el área restaurada mejora el éxito de las acciones de control.

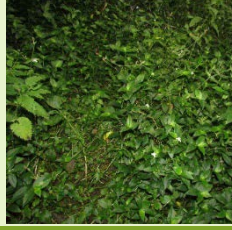
Algunas EE y EEI vegetales de los corredores fluviales atlánticos

	<i>Acacia dealbata</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria Perenne leñosa con rebrote de cepa		<i>Acacia melanoxylon</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria Perenne leñosa con rebrote de cepa
	<i>Agave americana</i> Semillas: viables, germinan en la planta madre. Tiene una sola floración después de más de 10 años de vida. Perenne rizomatosa		<i>Arundo donax</i> Semillas: no viables Dispersión: antropógena, fragmentos de rizoma Perenne rizomatosa
	<i>Arctotheca calendula</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria, epizoocoria Perenne o anual		<i>Bidens aurea</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria, hidrocoria Perenne rizomatosa
	<i>Buddleja davidii</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria, hidrocoria Perenne con rebrote de cepa y raíz		<i>Cortaderia selloana</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria Perenne rizomatosa
	<i>Cotula coronopifolia</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria, hidrocoria Anual		<i>Crocsmia x crocosmiiflora</i> Semillas: viables Dispersión: hidrocoria Perenne con tuberíbulbos, rizomas y estolones



	<i>Cyperus eragrostis</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria, hidrocoria Perenne o anual rizomatosa		<i>Delairea odorata</i> Semillas: viables (bajo porcentaje) Dispersión: fragmentos de tallo, anemocoria Perenne estolonífera
	<i>Erigeron canadensis</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria Anual		<i>Eucalyptus globulus</i> Semillas: viables Dispersión: barocoria, anemocoria Perenne con rebrote de cepa
	<i>Fallopia japonica</i> Semillas: no se producen Dispersión: antropógena fragmentos de rizoma Perenne rizomatosa		<i>Helichrysum petiolare</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria Perenne con rebrote de cepa
	<i>Ligustrum lucidum</i> Semillas: viables Dispersión: endozoocoria Perenne con rebrote de cepa y raíz		<i>Paspalum dilatatum</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria Perenne rizomatosa
	<i>Phyllostachys aurea</i> Semillas: no se producen Dispersión: antropógena fragmentos de rizoma Perenne rizomatosa		<i>Phytolacca americana</i> Semillas: viables Dispersión: endozoocoria Perenne
	<i>Pinus radiata</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria Perenne		<i>Populus spp.</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria Perenne con rebrote de cepa y raíz
	<i>Prunus laurocerasus</i> Semillas: viables Dispersión: endozoocoria Perenne con rebrote de cepa		<i>Quercus rubra</i> Semillas: viables Dispersión: barocoria y zoocoria Perenne con rebrote de cepa



	<i>Robinia pseudoacacia</i> Semillas: viables Dispersión: barocoria, hidrocoria Perenne con rebrote de cepa y raíz		<i>Salix babylonica</i> Semillas: viables raramente Dispersión: anemocoria Perenne con rebrote de cepa y fragmentos de ramas
	<i>Sporobolus indicus</i> Semillas: viables Dispersión: epizoocoria Perenne rizomatosa		<i>Stenotaphrum secundatum</i> Semillas: viables Dispersión: barocoria Perenne estolonífera
	<i>Tamarix gallica</i> Semillas: viables Dispersión: anemocoria Perenne con rebrote de cepa		<i>Tradescantia fluminensis</i> Semillas: viables Dispersión: barocoria e hidrocoria Perenne con tallos enraizantes
	<i>Yucca spp.</i> Semillas: viables Dispersión: barocoria, endozoocoria Perenne con rebrote de cepa		<i>Zantedeschia aethiopica</i> Semillas: viables (por poco tiempo) Dispersión: zoocoria, hidrocoria Perenne rizomatosa

ELIMINACION DE EEI ANIMALES

Las EEI animales causan importantes daños sobre las especies autóctonas depredándolas, compitiendo por la comida y el espacio o por la transmisión de enfermedades y parásitos. Además, causan importantes pérdidas económicas tanto por sus efectos como en los gastos para su erradicación. Los daños económicos ligados a las afecciones en los sistemas de abastecimiento y distribución se traducen en cifras millonarias.

El método más eficaz de control es la prevención. Evitar la llegada e instalación de individuos de estas especies es un punto decisivo, pero generalmente cuando se detectan en el medio natural ya existen poblaciones implantadas en él y su erradicación suele ser complicada. Actuar en las fases tempranas mejora las probabilidades de éxito.

Métodos de actuación

- Los métodos de control más comunes son el trampeo, que se aplica con distintas herramientas según el tipo de animal, y la eliminación directa.
- Para animales de poca movilidad, como el mejillón cebra, se están ensayando métodos de recubrimientos o la extracción mecánica,
- En ocasiones es necesario utilizar métodos biológicos que incluyen predadores, parásitos o tóxicos bacterianos



A tener en cuenta

- Los daños económicos producidos por algunas de estas especies son muy cuantiosos
- Recuerda que está prohibida la tenencia, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos de aquellas especies incluidas en los catálogos español y portugués de especies exóticas invasoras
- Las sueltas o escapes de animales criados en terrarios y en acuarios domésticos son una de las principales causas de la aparición de EEI animales en los corredores fluviales
- También se producen introducciones de forma accidental o intencionada desde granjas peleteras o piscifactorías como es el caso del visón americano o algunos peces, o su introducción y traslocación por cuestiones de pesca recreativa
- Algunas invasoras fueron introducidas intencionadamente mediante campañas de lucha biológica (gambusia) o accidentalmente con el transporte de mercancías (avispa asiática)
- Para algunas especies no hay un método inocuo descrito para su erradicación en medios abiertos

Algunas EEI animales de los corredores fluviales atlánticos

EEI ANIMALES			
	<i>Neovison vison</i> Nombre común: Visón americano		<i>Carassius auratus</i> Nombre común: Carpín
	<i>Trachemys scripta elegans</i> Nombre común: Tortuga de Florida		<i>Micropterus salmoides</i> Nombre común: Perca americana o black bass
	<i>Procambarus clarkii</i> Nombre común: cangrejo rojo americano		<i>Pacifastacus leniusculus</i> Nombre común: cangrejo señal
	<i>Marisa cornuarietis</i> Nombre común: caracol de cuerno de carnero		<i>Vespa velutina</i> Nombre común: avispa asiática

REFLEXIONES

Las EEI no viajan solas, son introducidas voluntariamente bien por falta de conocimiento sobre sus efectos en el medio ambiente o bien por intereses espurios ligados las aficiones de algunos, sin medir las

consecuencias futuras de estas introducciones. En otras ocasiones la introducción es accidental y estas especies viajan como acompañantes de otras que se traslocan en el medio natural o ligadas a nuestros enseres que movemos entre diferentes cuencas, sin una limpieza adecuada (las botas o embarcaciones, por ejemplo) o llegan por los trasvases de agua entre cuencas.

Dado que muchas plantas alóctonas tienen un aspecto llamativo, son resistentes y fáciles de cultivar muchos vecinos de las riberas las incluyen en sus jardines y parcelas. La gestión del manejo de estas especies debe ser responsable evitando su propagación al medio natural, y renunciando a cultivar aquellas con comportamiento invasor en el territorio.

Debemos concienciar a la ciudadanía sobre la amenaza de las EEI para involucrarla en la mitigación de este problema. Conviene divulgar el valor y la estética de plantas autóctonas (como carices, juncos, helechos, lirios, narcisos, etc.) y concienciar sobre el peligro de liberar nuestras mascotas en el medio natural.

La detección temprana tiene un papel fundamental para la lucha contra las EEI vegetales y animales. Actualmente existen herramientas que permiten la comunicación entre la ciudadanía y las instituciones encargadas. Es importante comunicarlo a la autoridad ambiental de la Comunidad autónoma correspondiente la detección de una nueva especie alóctona o una nueva población. También puede notificarse al Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural, buzon-sgb@mapama.es) que lo transmitirá, a través de su Red de Alerta (artículo 14 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto), a las diferentes comunidades autónomas.

La información que se recolecta a lo largo de los numerosos proyectos de restauración ambiental, es una herramienta muy valiosa a la hora de crear bases de datos regionales, nacionales e internacionales que todavía no se aprovecha lo suficiente. Falta una coordinación a todos los niveles institucionales de la información y también las herramientas para su difusión hacia diferentes tipos de público. La creación de una base de datos online sobre EEI y de visores gestionados por las instituciones públicas agilizaría las labores de los técnicos del medio ambiente y de la investigación orientada a la lucha a las EEI.

La concienciación sobre la amenaza de las EEI tendría que ser transversal a toda la estructura de nuestra sociedad, llegando a los gobiernos regionales, a los ayuntamientos y las empresas de restauración ambiental que deben documentarse para realizar las plantaciones y restauraciones de zonas públicas con respeto a la vegetación autóctona y utilizando especies autóctonas locales, a la vez que podrían desarrollar una labor de seguimiento y actuación continua de eliminación de alóctonas en las zonas de valor natural.



5.4 PLANTACION EN LA RESTAURACIÓN FORESTAL

Recrear la vegetación nativa de ribera que ha sido perturbada o eliminada, permite recuperar las condiciones ambientales adecuadas para la proliferación de los organismos típicos del hábitat y restaurar las funciones ecológicas entre las que destaca la función de corredor del río y la ribera.

Las plantaciones para la restauración ambiental en corredores ribereños, requieren una planificación detallada y basada en las características y condiciones particulares de cada área a restaurar. El primer paso es la selección de las especies de ribera más adecuadas para esa área a restaurar. Siempre se atenderá las especies características del hábitat y a la posición geográfica del área, que determina las especies acompañantes más adecuadas. Por tanto, esta selección de especies debe recrear las asociaciones vegetales propias del hábitat en cada zona biogeográfica. En este sentido se dispone de diversas referencias que tratan las comunidades vegetales riparias (Lara *et al.*, 2004, 2008; Ramil Rego *et al.*, 2008a,b; Garilleti *et al.*, 2012; Loidi, 2017a,b). La elección de las especies también debe tener en cuenta las condiciones edáficas y topográficas de cada enclave de actuación. El objetivo principal de la restauración, es aproximarnos en cada caso a la vegetación climática que podría estar presente en cada área a restaurar.

Una fase previa fundamental para la restauración ambiental es la producción de planta, que tiene que seguir la normativa vigente sobre calidad. Es aconsejable empezar con esta labor por lo menos dos años antes del inicio de la plantación, sobre todo si se producen a partir de semillas, para poder producir un número apropiado de plantones.

En la producción de planta es imprescindible atender a factores fitogeográficos, genéticos y fitosanitarios. De esto dependerá la calidad y el éxito de la restauración y evitará la introducción de elementos inadecuados para ese hábitat. La producción de plantas de especies ribereñas tiene procedimientos comunes a la producción de otras especies forestales si bien cada especie presenta algunos requerimientos concretos (Aránzazu Prada y Arizpe, 2008).

OBTENCIÓN DE SEMILLAS Y PROPÁGULOS.

Las poblaciones de origen para recolectar el germoplasma destinado a la producción de las plantas características de un determinado hábitat, se escogerán usando criterios fitogeográficos y genéticos (Prada *et al.* 2012, Velasco García, 2008). Cuando posible, los propágulos vegetativos y las semillas se obtendrán principalmente dentro de los límites del área de trabajo y en el caso de que la vegetación nativa haya sido completamente eliminada, se recuperarán en áreas próximas con las mismas condiciones ambientales y edáficas. No todas las especies características serán fáciles de reproducir *ex situ* y habrá que recurrir a la bibliografía existente para determinar cuáles son los mejores protocolos para su propagación.

Según la naturaleza de las especies que tengamos que multiplicar *ex situ*, podremos recolectar diferentes tipos de propágulos. Para las especies arbóreas se podrán recolectar semillas o preparar estaquillas (si la especie es capaz de reproducirse vegetativamente). Es muy importante no recolectar la totalidad de las semillas del área de recolección o dañar innecesariamente los árboles durante la preparación de las estaquillas. Para las especies herbáceas podemos recolectar semillas y otros tipos de propágulos como bulbos y rizomas.

Los individuos de especies autóctonas, juveniles y maduros, presentes en el enclave tienen un valor extremadamente importante en la restauración, ya que son lo que queda de la vegetación original y son una importante ayuda a la recuperación del hábitat.

Durante las obras de restauración de cauces y riberas puede haber disponibilidad de suelos que contienen propágulos hipógeos como rizomas y bulbos y epígeos como estolones, de especies autóctonas,

sustancialmente helófitas o pioneras. Estos suelos podrían utilizarse para la restauración de la cubierta vegetal donde sea necesario, siempre y cuando haya suficiente garantía de no introducir especies exóticas.

Durante la recolección de las semillas y de otros tipos de propágulos para la producción de planta, es importante tener en cuenta la diversidad genética de las muestras de cada especie. Es imprescindible considerar la necesidad de conservar la diversidad intrapoblacional y para ello es preferible utilizar semillas, porque aumentan la diversidad genética en la restauración, siendo estos individuos genéticamente diferentes de la planta de origen. El uso de propágulos vegetativos como estaquillas, bulbos y rizomas, supone crear clones de la planta madre, por ello es necesario utilizar diversos individuos y poblaciones para la obtención del material reproductor.

MOMENTO DE RECOLECCIÓN

El momento óptimo para la recolección de las semillas depende de cada especie, de la región biogeográfica, y de las variaciones climáticas estacionales de cada año y es importante recolectarlas cuando hayan llegado a la plena maduración para aumentar el éxito de la germinación (Bacchetta *et al.*, 2008). En general el verano suele ser el momento más adecuado para la recolección de las semillas mientras que para bulbos y rizomas es mejor recolectarlos en otoño. En este momento del año los órganos epigeos son senescentes, hecho que nos indica que las sustancias de reserva se han trasladado a los órganos hipógeos para poder sobrevivir al invierno, a la espera de la germinación primaveral. Las estaquillas como regla general es mejor recolectarlas y ponerlas a enraizar en primavera, antes de la floración, pero se pueden también durante el otoño. Hay que tener en cuenta que se necesitan temperaturas suaves y suficiente humedad en el suelo para que estas últimas enraícen de forma adecuada.

TIEMPOS DE PRODUCCIÓN

La plantación con estaquillas es un método relativamente simple y rápido para algunas especies (ej. sauces) siendo posible introducir las estaquillas recién cortadas en el terreno (preferiblemente húmedo) y una vez producidas las primeras raíces adventicias rápidamente se desarrollarán los órganos aéreos. Si la especie en cuestión no tiene, de forma natural, mucho poder enraizante o se quieren agilizar los tiempos, se puede inducir la formación de las raíces con enraizantes comerciales antes de la plantación. Los bulbos y los rizomas, que han sido conservados en un sitio fresco y seco, no necesitan de preparación previa y se plantan en otoño o en primavera según la especie.

La germinación de las semillas puede ser inducida, recreando las condiciones ambientales idóneas para que las semillas salgan de la dormición o bien se puede esperar a que llegue la temporada adecuada para que germinen. Algunas semillas requieren tratamientos especiales (ej. pre-chilling) que pueden necesitar algunos meses de tiempo (Bacchetta *et al.* 2008). Una vez germinadas, las plántulas y luego las plantas jóvenes, necesitarán de un tiempo de maduración antes de estar listas para la plantación. Para las especies herbáceas estos tiempos suelen ser más cortos que los de las arbóreas y en pocos meses ya podremos pasar a la plantación. Cuando se trata de especies arbóreas y arbustivas es aconsejable esperar por lo menos 2 o 3 años (savia). Esto hará que la planta sea más resistente a la depredación y tendrá un aparato radical más desarrollado, lo que mejorará el éxito de la plantación. Las semillas también se pueden usar mediante siembra directa, aunque hay que calcular una disminución del éxito debido a factores como la depredación y a la no viabilidad de las semillas.



Métodos de actuación

- Recolección manual de semillas
- Recolección manual o mecánica de propágulos hipógeos
- Estaquillado *in situ*
- Germinación crecimiento de la planta en el vivero

A tener en cuenta

- La recolección de semillas mejora la diversidad genética respecto a lo propágulos vegetativos
- Recolectar no más del 20% de semillas en por lo menos el 50% de los individuos de cada población y dejar las demás *in situ* (Bacchetta *et al.*, 2008)
- En el caso de estaquillas, bulbos o rizomas, recolectarlos de múltiples individuos y lo más distantes posible
- No concentrar la recolección de los propágulos a pocas y pequeñas áreas
- Incluir en la muestra, propágulos de distintos tamaños y matices. No hay que hacer una selección cualitativa de los propágulos porque se perdería diversidad genética.
- En la recolección de esquejes u otros propágulos vegetativos de especies dioicas (p ej. sauces) es necesario recolectar material a partir de individuos de ambos sexos
- Elegir adecuadamente el momento de recolección de propágulos vegetativos y semillas
- Tener en consideración los tiempos mínimos para la producción de cada especie

MÉTODOS DE PLANTACIÓN

Es aconsejable hacer la plantación siguiendo un marco al azar, es decir, evitando crear líneas y formas geométricas muchas veces utilizadas en los cultivos forestales. Para ello es preferible utilizar un método de plantación manual, plantando de forma irregular, sin seguir patrones, para aportar naturalidad al resultado de la restauración.

El formato en el que se proporciona la planta determina el porcentaje de éxito. Son preferibles los formatos en alveolos, contenedores o macetas dependiendo del tamaño de la planta.

El mejor método de ahoyado para la plantación es el manual, ya que nos permite realizar el marco de plantación al azar y evita agresiones innecesarias al hábitat que por lo contrario se vería afectado por la utilización de maquinaria pesada. El tamaño de los hoyos debe adaptarse al del cepellón de los plantones.

Los tutores junto a las pequeñas plántulas son útiles para marcar la posición y hacerlas visibles en las tareas posteriores de mantenimiento. En algunos casos puede ser necesario utilizar protectores para evitar la depredación de los herbívoros, pero es preferible evitarlos y, en caso necesario, deben ser anclados al terreno para evitar que giren sobre el tutor y rompan o deformen las plántulas.

Hay que contar con que en las primeras fases puede haber abundantes mareas y también es posible que haya que practicar riego, si el freático no se encuentra suficientemente elevado. La densidad de la plantación también puede adaptarse a las diferentes exigencias del área a restaurar. Velasco García (2008) aconseja marcos de plantación que oscilen entre 2x2 y 5x5 m para especies arbóreas y arbustivas. Si necesitamos crear un área más rica en especies arbustivas de bajo porte como *Arbutus unedo* o *Salix atrocinerea*, el marco de plantación puede tener una densidad mayor que en otras zonas donde se plantarán árboles de mayor porte como *Fraxinus excelsior* o *Quercus robur*. También crear rodales de una misma especie arbórea o arbustiva, mejora la polinización y en consecuencia la producción de frutos y semillas que se dispersarán a los alrededores. Estos rodales casi monoespecíficos son muy comunes en los bosques fluviales atlánticos sobretodo en especies como *Laurus nobilis*, *Salix atrocinerea* y *Prunus spinosa*.

Hay que evitar realizar la plantación en los periodos de lluvias más escasas y altas temperaturas evitando la primavera tardía y el verano.



Métodos de actuación

- Ahoyado y plantación preferentemente manual
- Plantones preferentemente en alveolos o macetas
- Estaquillado para especies con buena reproducción vegetativa
- Marco de plantación al azar reproduciendo el esquema natural

A tener en cuenta

- Seleccionar la planta según las características edáficas y de exposición del área a restaurar
- Hacer pequeños rodales casi mono específicos aumenta la producción de semillas que ayudarán a la regeneración natural
- Los tutores ayudan señalar la posición de la planta para las tareas de mantenimiento
- Los protectores, si se usan, deben estar convenientemente fijados para evitar daños a las plantas
- Realizar la plantación en épocas sin estrés hídrico o térmico
- El mantenimiento del material plantado, en los años posteriores es necesario para garantizar el éxito

REFLEXIONES

El trabajo de los viveristas es esencial para el éxito de la plantación forestal de restauración ecológica, deben estar especializados en la producción de especies autóctonas y tienen que garantizar la procedencia de la planta. Hay que prever con tiempo suficiente la cantidad de individuos necesarios de cada una de las especies, para asegurar la producción.

El marco de plantación debe imitar en la medida de lo posible lo observado en el medio natural evitando alineaciones o figuras geométricas. El método de plantación depende de las características del terreno y de la accesibilidad, pero en restauraciones ecológicas se aconsejan métodos manuales siempre que sea posible.

La reposición de marras y el mantenimiento de la planta en los primeros años deben ser tenidos en cuenta tanto en la planificación del proyecto como en el seguimiento del mismo. En la propuesta de restauración no deben obviarse los costes de estas tareas de mantenimiento. La inclusión de estos costes en el presupuesto es indispensable para garantizar el éxito.



5.5 MEDIDAS DE GESTIÓN FRENTE AL DECAIMIENTO DE ESPECIES RIPARIAS ESTRUCTURALES

La presencia de *Phytophthora spp.*, hongo parásito que causa la mortalidad de los individuos de *Alnus glutinosa* en los corredores fluviales europeos (Gibbs et al. 2003), causa en la actualidad una importante afección sobre el estado de conservación de los bosques aluviales (91E0*) de los corredores fluviales del NW de la Península Ibérica, habiendo sido reportada su presencia e importante ataque en el área española (Solla et al. 2010) y portuguesa (Kanoun-Boule et al. 2016). Aunque no se dispone de una cuantificación numérica (superficies, longitudes de tramos, número de pies afectados) del grado de afección de *Phytophthora spp.* en todos los ríos del noroeste peninsular, existen datos cuantitativos parciales para este territorio. Una de las cuencas donde más se ha evidenciado el avance del patógeno es la cuenca Miño-Sil, que ha sufrido un fuerte incremento del número de alisos afectados por la enfermedad. De acuerdo con los datos disponibles para la Demarcación Hidrográfica (Ramil-Rego et al. 2016), el 100% de las poblaciones muestreadas presentaban síntomas de decaimiento del aliso (*Phytophthora spp.*), y un 50% de las mismas obtenían una calificación de “extremadamente afectadas”, esto es, más de un 75% de pies enfermos o muertos. Se ha constatado, además, la existencia de síntomas de decaimiento del aliso en 2/3 partes de la superficie de la Demarcación Hidrográfica que cuenta con poblaciones de *Alnus glutinosa*, observándose una mayor extensión e intensidad en las zonas situadas a menor altitud.

La respuesta frente a este patógeno es compleja, y por ahora no existen medidas de remediación contra el mismo. El ataque de este hongo causa la mortalidad a una elevada proporción de individuos de *Alnus glutinosa* en los corredores fluviales, muy superior a la que ocurre debido a los procesos naturales de los ecosistemas, siendo posible identificar en la actualidad una gran cantidad de madera muerta en los mismos, una parte de la cual queda depositada en las riberas fluviales, aunque una proporción significativa acaba por caer al cauce fluvial. La caída de los árboles muertos puede causar afecciones significativas sobre los lechos fluviales y las especies que éstos albergan, que en muchos casos poseen un estatus de amenaza y/o protección, como por ejemplo las poblaciones de las distintas especies de náyades (Araujo et al. 2009) que viven en los cauces fluviales del NW de la Península Ibérica: *Margaritifera margaritifera*, *Unio spp.*, *Anodonta spp.*, *Potomida spp.* Los derribos aleatorios constituyen, además, una fuente de riesgo para los visitantes que de forma cotidiana visitan las riberas fluviales de este territorio. Finalmente, cabe destacar que toda esta madera que acaba por caer a los cauces fluviales, en muchos casos acaba por acumularse aguas abajo, encallada en el puente o infraestructura más próxima, con el consiguiente riesgo estructural para la misma.

Por todo lo anterior, se hace necesaria y urgente la actuación en los corredores fluviales, evitando todos los riesgos descritos, pero bajo los principios de cautela y precaución. De este modo, LIFE FLUVIAL ha realizado, como una medida de mitigación y adaptación a la afección de *Phytophthora spp.* sobre las poblaciones de aliso, la retirada parcial de los pies afectados por el patógeno, que causan una afección significativa sobre el estado de conservación de los bosques aluviales (91E0*). No obstante, no se ha planteado la retirada de toda la madera muerta, sino que se ha realizado de forma parcial, puesto que de acuerdo a la bibliografía existente en la materia (Harmon et al. 1986, Ohlson et al. 1997, Gregory et al. 2003, Madžule & Brūmelis 2008), los ecosistemas boscosos naturales precisan de madera muerta para garantizar la ocurrencia de los procesos naturales y su funcionalidad.

SELECCIÓN DE PIES AFECTADOS POR EL PATÓGENO

En una primera fase, es necesaria la identificación y marcado, por personal con la debida formación, de los pies de aliso afectados por *Phytophthora spp.* que deben ser apeados y retirados durante la actuación. La identificación del grado de afección de cada uno de los pies de aliso, y por tanto de su selección para ser



retirados o no, debe seguir criterios científico-técnicos (Ramil-Rego et al. 2016), mediante los cuales se determine el grado de avance de la enfermedad, el estado del árbol, y el riesgo que conlleva su presencia y posible caída.



Figura 5.5.1. Selección de alisos para su apeo en función del grado de afección por *Phytophthora* spp.

El marcado previo de los alisos a retirar permite una mayor eficacia por parte de las brigadas de trabajo a la hora de realizar los apeos, evitando además afecciones a los componentes clave de los corredores fluviales, puesto que los árboles marcados han sido identificados y seleccionados previamente por personal con la debida preparación científico-técnica.

APEO MANUAL DE LOS PIES AFECTADOS POR EL PATÓGENO

El apeo y poda de los pies seleccionados de aliso, así como el troceo de la madera resultante, se debe realizar con medios manuales, mediante herramientas o máquinas portátiles. No se deben emplear medios mecanizados pesados, ni tampoco emplear métodos químicos de control. Esto posibilita la selectividad de la actuación, y evita afecciones a los componentes naturales del corredor fluvial, habida cuenta de la elevada fragilidad de éste.



Figura 5.5.2. Trabajos de apeo dirigido, desrame y troceo de pies afectados por *Phytophthora* spp. mediante el empleo de herramientas manuales.

Para evitar causar daños en los lechos y riberas fluviales, el apeo debe ser dirigido y controlado en todo momento, mediante cableado del fuste cuando todavía está en pie, eligiendo trayectorias seguras que no causen afecciones sobre los componentes clave del bosque higrófilo. De este modo, a medida que el corte es realizado, la trayectoria de caída va siendo inferida mediante tracción del cable instalado en el tronco.

En todo caso, no es necesaria la realización de ningún tipo de desbroces sistemáticos ni limpiezas completas de la ribera previas al apeo de los pies afectados por *Phytophthora* spp., ya que conllevan la



destrucción de la vegetación natural y la homogeneización de las biocenosis ribereñas. Los corredores fluviales son ecosistemas en los que las biocenosis arbustivas y/o lianiformes son características de los mismos, indicando un buen estado de conservación. Solamente es posible realizar pequeñas accesiones, selectivas y puntuales, para acceder a los pies que serán apeados, aunque en todo caso sin causar afecciones significativas sobre los componentes claves ni la estabilidad de las riberas fluviales.

RETIRADA DE LA MADERA DE LOS CORREDORES FLUVIALES

Esta es una de las fases que posee mayor riesgo de afección para los componentes clave de los corredores fluviales. La retirada de pies afectados por *Phytophthora* spp. en el bosque higrófilo debe ser realizada con sumo cuidado, de acuerdo con los principios de cautela y precaución, habida cuenta de la fragilidad y vulnerabilidad de estos ecosistemas y la dificultad que posee el manejo de madera en las riberas fluviales. La selección de los medios a emplear dependerá de cada tramo en cuestión, teniendo en cuenta la vulnerabilidad y fragilidad de los valores albergados por el mismo, el grado de encajamiento y fisiografía del corredor fluvial, así como la presencia de caminos o viales existentes en las inmediaciones.



Figura 5.5.3. Apilado y saca por flotación de pies afectados por *Phytophthora* spp. en tramos donde no es posible el empleo de medios mecanizados.

Una gran cantidad de tramos fluviales del NW peninsular carecen de pistas o sendas que transiten de forma paralela al cauce. En estos casos, los corredores fluviales suelen presentar un alto valor de conservación, ya que carecen de modificaciones antrópicas, presentan una mayor continuidad de los medios naturales y permiten una mejor conectividad, reforzando su papel de enlace y migración para las especies silvestres, así como albergando elementos singulares del patrimonio natural y la biodiversidad. Esto se traduce en una mayor vulnerabilidad y fragilidad de dichos corredores fluviales, impidiendo el empleo de medios mecanizados de ningún tipo, y por tanto obligando a realizar manualmente todas las operaciones de manejo de la madera. En estos casos, la mejor opción resulta en generar trozas de escasa longitud, que permitan su manejo por los operarios para ser apiladas, de forma cuidadosa y mimetizada con la vegetación del entorno, en pequeños montones fuera de la zona de inundación, de forma que las aguas altas no lleguen a la madera, y ésta se vaya incorporando al ciclo de nutrientes mediante procesos naturales de descomposición. Obviamente estas operaciones presentan unos rendimientos de trabajo muy bajos, pero son la única alternativa viable en tramos fluviales tan vulnerables como los aquí descritos.

Una alternativa válida (aunque no siempre posible) en estos tramos fluviales de elevada vulnerabilidad en los que no es admisible el empleo de medios mecanizados, es el transporte de la madera a flote tras su apeo, lo cual solamente es posible con fustes de pequeño diámetro o trozas de pequeña longitud durante la época de aguas bajas para que los operarios puedan realizar operaciones de cableado y manipulación de las trozas de madera de forma segura y controlada desde el propio cauce, equipados con los EPI necesarios. Esta operación solamente es posible en aquellos cauces que durante la época estival posean un caudal mínimo que permita la flotación de la madera, permitiendo por tanto realizar la saca de madera



evitando impactos sobre el medio acuático (fundamentalmente sobre los lechos fluviales) y sobre las riberas.

En aquellas zonas donde existen pequeños senderos o caminos, es posible el empleo de maquinaria ligera, tipo pequeño mini-dumper (chimpín) o similar, asegurando por tanto que el peso transportado es mínimo, evitando afecciones sobre la ribera y sobre el propio sendero fluvial. El chimpín transita por la senda fluvial, realizando la retirada de madera generada durante la fase de apeo, y que ha sido troceada y apilada en pequeños montones, transportando las trozas hasta su lugar de acopio, fuera de la ribera fluvial. No obstante, aunque el empleo del chimpín asegura un límite del peso transportado para evitar daños a la ribera fluvial, su tránsito repetido puede generar roderas debido a que discurre por un medio higrófilo, de forma que al finalizar la actuación, se debe realizar una restauración y adecuación de la senda o camino fluvial, por operarios equipados con herramientas manuales (azadas, rastrillos, etc) que permitan adecuar el camino y devolver su función original.



Figura 5.5.4. Empleo de chimpín para la retirada de madera generada por el apeo de pies afectados por *Phytophthora* spp., y posterior restauración de las sendas fluviales por las que ha transitado.

Solamente en aquellos enclaves o tramos fluviales que cuentan con una pista, carretera o paseo fluvial pavimentado, es posible mecanizar la carga y saca de la madera generada por la retirada de alisos afectados por *Phytophthora* spp., mediante el empleo de autocargador o tractor forestal, que transitarán por el vial disponible desde el cual puedan operar de forma cómoda, cargando la madera y apilándola en una zona segura, fuera de la ribera fluvial, desde donde se podrá cargar al medio de transporte seleccionado. La mecanización posibilita un mejor rendimiento de la actuación, y una estancia más corta en el corredor fluvial de las brigadas de trabajo, lo cual resulta siempre positivo en cualquier actuación en el medio ambiente.



Figura 5.5.5. Empleo de autocargador operando desde una vía para la retirada de madera generada por el apeo de pies afectados por *Phytophthora* spp.

GESTIÓN DE LA MADERA RETIRADA DE LOS CORREDORES FLUVIALES

Toda la madera generada mediante el apeo de pies afectados por *Phytophthora* spp., salvo en aquellos casos descritos en los que no es posible realizar su retirada del corredor fluvial, debe ser desemboscada del corredor fluvial, y apilada en los márgenes de la pista más cercana. Dado que esta madera ha sido retirada de la zona de Dominio Público Hidráulico (DPH), no posee un propietario puesto que no está situada dentro de ninguna parcela rústica privada, y por tanto no puede tener un uso lucrativo por ningún agente. Además, debido a su afección por el patógeno, debe ser tratada como un residuo, siendo posibles dos opciones.

En estos casos, resulta muy útil contactar con las comunidades y núcleos rurales cercanos, y ceder esta madera con fines sociales a los vecinos más próximos, quienes pueden acercarse a recoger la madera de las zonas de apilado en los márgenes de pista, con sus pequeños vehículos rurales, cargarla en éstos y usarla como combustible en sus viviendas rurales (cocinas económicas, estufas, hornos, etc.), dado que la madera continúa siendo la fuente de calor más empleada en el medio rural del NW peninsular. Esto permite incrementar la concienciación positiva y una mayor sensibilización por parte de las poblaciones rurales acerca de las actuaciones de gestión sostenible de los corredores fluviales afectados por el síndrome de decaimiento del aliso. Cuando no existen poblaciones rurales en las inmediaciones, o éstas no son capaces de recepcionar toda la madera generada, ésta debe ser enviada a un gestor autorizado de residuos, para su adecuado tratamiento y destrucción en un medio seguro y confinado. En este caso, el correspondiente coste de esta operación correrá a cargo del promotor de la actuación.

Métodos de actuación

- Selección previa de los pies afectados empleando criterios científico-técnicos
- Apeo manual y dirigido de los pies afectados por *Phytophthora* spp.
- Apilado manual y mimetizado fuera de la zona de inundación en tramos sin vías de acceso
- Saca de la madera a zonas de acopio a pie de pista siguiendo el principio de precaución
- Tratamiento de la madera retirada como un residuo

A tener en cuenta

- Saca de madera por flotación en época de condiciones de aguas bajas, con la debida cautela
- Empleo de chimpín cuando los tramos fluviales cuenten con sendas fluviales
- Restitución manual de las sendas fluviales una vez finalizada la actuación
- Exclusivo empleo de medios mecanizados solamente cuando existan viales habilitados
- Las comunidades locales son un excelente aliado como receptor de la madera eliminada

REFLEXIONES

Las medidas de mitigación y adaptación a la afección de *Phytophthora* spp. sobre las poblaciones de aliso, hace necesaria y urgente la actuación en los corredores fluviales mediante la retirada parcial de los pies afectados por el patógeno, que causan una afección significativa sobre el estado de conservación de los bosques aluviales (91E0*). En todo caso, no es necesaria la eliminación de todos los pies de aliso, ni tampoco la realización de desbroces sistemáticos o limpiezas completas de la ribera previas al apeo de los pies afectados por *Phytophthora* spp., ya que resultan negativos para el estado de conservación de los ecosistemas ribereños.

El apeo y retirada de los alisos afectados debe realizarse bajo los principios de cautela y precaución, con medios preferentemente manuales, previa identificación y marcado de los pies por personal con la debida preparación científico-técnica. El empleo de medios mecanizados solamente se realizará cuando se cuente con viales habilitados, evitando por completo todo tipo de daño o afección a los ecosistemas fluviales. La evaluación de nuevos individuos afectados, la necesidad de repetir los tratamientos, o el rebrote de los individuos apeados, deben ser tenidos en cuenta en la planificación y seguimiento en los años sucesivos de la actuación. La previsión de gastos del adecuado seguimiento resulta clave a la hora de planificar de forma completa la actuación.

5.6 ESTABILIZACIÓN DE MÁRGENES MEDIANTE BIOINGENIERÍA

La ingeniería biológica o bioingeniería comprende una serie de técnicas que utilizan material vegetal vivo como elemento de construcción, solo o combinado con materiales inertes, dentro del campo de la restauración ambiental (Sangalli, 2008). En el caso de la restauración fluvial, la aplicación de técnicas de bioingeniería tiene como objetivo reducir la erosión y recuperar hábitats fluviales mediante una correcta estabilización de taludes y orillas en determinados sectores de río, actuaciones de este tipo únicamente son necesarias en tramos urbanos o sectores del río en los que debido a al uso del suelo (edificaciones, infraestructuras, etc.) no es posible que se regenere de forma natural la vegetación ribereña.

Son multitud las posibilidades técnicas que se han desarrollado en esta área con innumerable bibliografía que las describe. Destacan los manuales de restauración de ríos de Norteamérica (USDA, 1998) y Australia (LWRDC, 1999) o publicaciones españolas sobre el tema (González del Tánago & García de Jalón, 1998; Schmidt & Otaola-Urrutxi, 2002). Entre las técnicas utilizadas para la estabilización de márgenes fluviales (estaquillado, fajinas, empalizada, trenzado mimbre, estrato vivo, etc.) destaca, como técnica de estabilización, el estaquillado por su fácil realización y porque no presenta apenas condicionantes para su ejecución (Palmeri *et al.*, 2002). Como técnica mixta, la empalizada o entramado vivo también es útil de cara a ser utilizada en curso de aguas con caudales y velocidades medias a altas e incluso con transporte sólido de tipo medio (Sangalli, 2008). No obstante, la elección de una técnica u otra dependerá de factores como la pendiente del talud, el régimen hidráulico y el transporte de sólidos del río (Palmeri *et al.*, 2002).

MÉTODOS Y TÉCNICAS

En el presente capítulo se va a describir uno de los métodos de estabilización de márgenes mediante bioingeniería

El primer paso para la estabilización de márgenes implica un estudio preliminar en el que se valoren aspectos hidromorfológicos que identifiquen las causas que están provocando la inestabilidad de la orilla. El análisis de la vegetación es necesario para el establecimiento de la imagen objetivo. Una vez realizado este estudio se llevará a cabo la elección de técnica/s y especies a utilizar.

Para favorecer las variedades nativas y su diversidad genética, las especies a utilizar deben ser autóctonas, proceder de una zona de origen controlada y debe de contar con un número elevado de individuos de origen (González del Tánago & García de Jalón, 2008).

Método de Actuación

- **EMPALIZADA DE DEFENSA:** Realización de una estructura de troncos de madera que se rellena de material terroso y compacta
 - colocación de varias líneas de estacas, hincadas verticalmente
 - completar con relleno de material terroso inerte y gravas en la parte bajo el nivel medio del agua
 - Compactación
- **ESTAQUILLADO:** Colocación en el terreno de estaquillas de especies de fácil propagación vegetativa (en los ríos atlánticos en el hábitat ribereño la especie idónea sería el sauce *Salix atrocinerea*)
 - Entre las líneas de troncos de la empalizada ya rellena con material gravoso-terroso compactado, se colorarán ramas de sauce, con capacidad para rebrotar.



- Las estaquillas a utilizar deben ser autóctonas, proceder de una zona de origen controlada y de un número elevado de individuos para favorecer las variedades nativas y su diversidad genética (González del Tánago & García de Jalón, 2008).
- Hay que considerar las cotas a las que se plantan las estaquillas para asegurar que en periodos de estiaje haya la humedad necesaria para el rebrote.
- SIEMBRA de especies herbáceas para evitar colonización de otras invasoras y facilitar la recuperación del terreno
 - Se realizará a continuación una siembra en toda la superficie trabajada con especies herbáceas autóctonas.
- PROTECCIÓN DEL TALUD
 - Por último, se protegerá el talud con malla biodegradable.
 - La maya debe estar convenientemente sujeta y se debe plantar con estaquillas de especies de rápida y fácil propagación vegetativa, para ayudar a la posterior revegetación

A tener en cuenta

- En cuanto a las técnicas conviene evitar aquellas tipologías en las que se introducen elementos artificiales tales como plástico o alquitrán, ya que, por un lado, suelen incluir semillas diferentes a las de las especies nativas y, por otro lado, dan lugar a orillas rígidas que impiden la movilidad del cauce, además del elevado coste que suelen tener (González del Tánago & García de Jalón, 2008).
- La actuación se debe realizar en periodo de estiaje para reducir los riesgos derivados de la ejecución de los trabajos.
- En muchos casos se requerirá de un acondicionamiento de la orilla para perfilar la pendiente. Para conformar un talud estable es necesario evitar pendientes demasiado fuertes y redondear los bordes del talud (Palmeri *et al.*, 2002).
- Se recomienda incrementar la densidad de plantación al aumentar la pendiente del terreno: de 2-5 estacas/m² a 5-10 estacas/m² (Palmeri *et al.*, 2002).
- De cara a la ejecución de la obra se deben tomar todas las precauciones para no dañar la vegetación autóctona circundante, así como posibles refugios de fauna, evitando, en la medida de lo posible, daños a los ecosistemas adyacentes, tanto en lugar de la obra como en los accesos a la misma.
- Es recomendable, al igual que con las plantas, que el resto de materiales necesarios (gravas, madera, sedimentos finos, etc.) procedan del propio río.

El método que se ha aplicado en Villaboa, dentro de los enclaves del LIFE Fluvial, comienza con la elaboración de un proyecto técnico adaptado al área (Valiño Saavedra *et al.* 2019), en el que para el acondicionamiento del talud se siguen las líneas generales del esquema realizado por BIOTEC, Genie Vegetal para la CHN en 2007 (Figura 5.6.1).

La ejecución del proyecto comenzó con la **estabilización de la zona afectada**, con la realización de una **empalizada de defensa**. Esta empalizada se ha elaborado con una doble línea de estacas de eucalipto de 8-12 cm. de diámetro y 2 m. de longitud, colocadas entre 0,6 y 0,8 m. de separación y las líneas separadas unos 0,5 m. Se replanteo esta doble línea en el borde actual del terreno y con una cota tal que el contenido de la empalizada tenga en periodos de estiaje la humedad necesaria para el rebrote.

Entre las dos líneas se colocaron ramas de sauce, de 2-4 cm de grosor con capacidad para rebrotar. Se colocan en alternancia con material gravoso-terroso que se compactó. En la parte inferior se disponen ramas de sauce vivas, más delgadas, de 0,5 a 1,5 cm de grosor y de más de 1,5 m. de largo, con capacidad para rebrotar. Se dispuso un talud 2,5 H/1 V en el que se colocaron ramas de sauce vivas de 1-3 cm de grosor y 2,5 m. de longitud que luego se cubrió con 5 cm. de tierra. A continuación, se realizó una siembra en toda la superficie trabajada con especies herbáceas autóctonas.

Por último, se protegió el talud con malla biodegradable de tejido de coco tipo H2M5 densidad > 740 g/m². Para la sujeción de la malla y la posterior revegetación se clavan estaquillas de sauce y grapas de acero corrugadas 6 mm de diámetro con una densidad de 2 grapas/m².



Con el ánimo de no restringir totalmente el acceso al río y permitir el acceso al baño de las personas que se acerquen al área de recreo se dispone de una zona mínima de escollera tendida de tal forma que en los huecos puedan nacer plantas herbáceas.

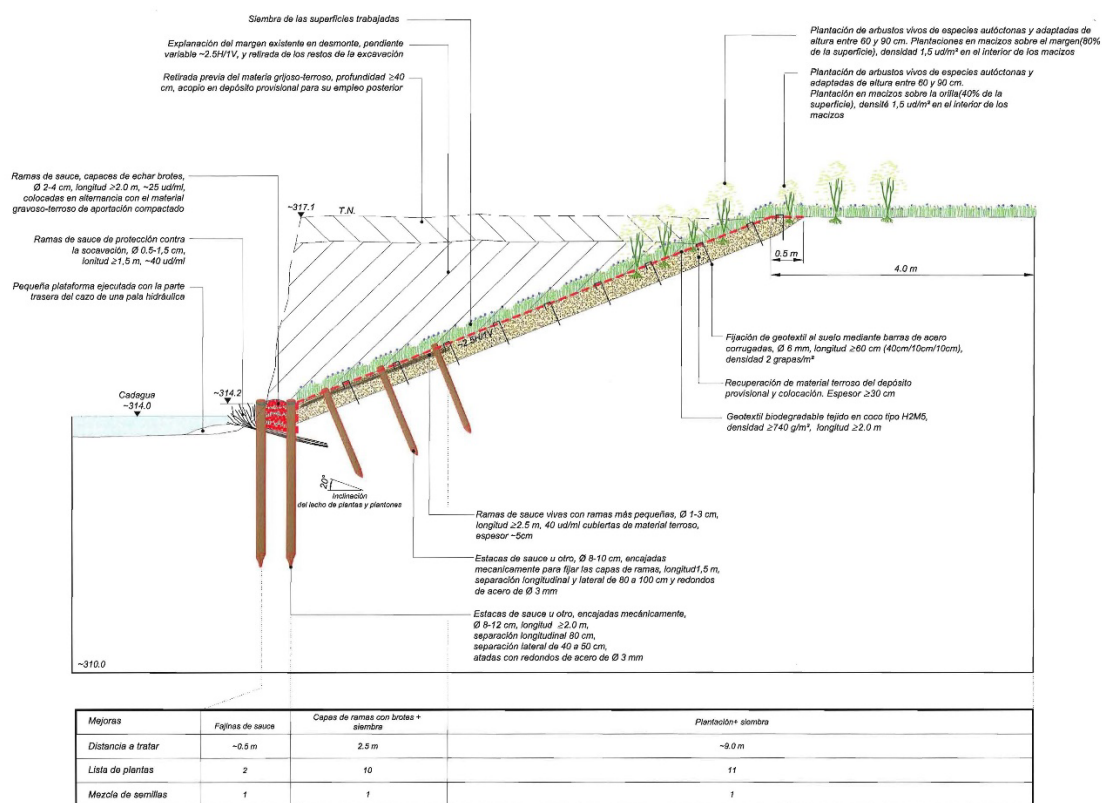


Figura 5.6.1. Esquema general de empalizada para obra de bioingeniería fluvial (realizado por BIOTEC, Genie Vegetal para la CHN en 2007).



Figura 5.6.2. Secuencia temporal de la obra de bioingeniería y vista general de la actuación una vez finalizada.

REFLEXIONES

La vegetación de ribera desempeña un papel muy importante en la evolución y estabilidad del cauce al influir directamente en los procesos de erosión, transporte y deposición de sedimentos.

Tal y como señala Cortes (2008), no es posible establecer pautas para la rehabilitación de un corredor fluvial sin información sobre las características hidrogeomorfológicas del curso de agua. Esta información proporcionará la base para decidir las técnicas de bioingeniería necesarias para alcanzar cierta estabilidad de los márgenes.

En otros tramos donde se considere que el propio sistema fluvial puede regenerarse por sí mismo, se puede valorar la posibilidad de realizar técnicas más sencillas como rebajar la altura de las orillas para facilitar la conexión con el cauce y aumentar la humedad freática y/o disminuir la pendiente de los taludes. Son técnicas que suelen ser mucho más eficaces para conseguir la recolonización natural por la vegetación del tramo, incluso mucho más baratas.

Cabe mencionar finalmente, que el mero hecho de utilizar material vegetal, no hace a las técnicas de bioingeniería una opción que se pueda utilizar de manera indiscriminada, sino que su utilización debe responder a un estudio detallado de la problemática, la consideración de los condicionantes y la probabilidad de éxito de la misma.



6. EDUCACIÓN AMBIENTAL EN RESTAURACIÓN FLUVIAL

A la hora de abordar un proyecto de restauración fluvial, resulta sumamente importante tener en cuenta los componentes sociales de dicha restauración. Como se ha indicado previamente en este manual, los corredores fluviales sufren muchas presiones e impactos derivadas del uso que se les da y del asentamiento de las personas. Usos inadecuados o excesivos pueden tener repercusiones sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la seguridad de bienes y personas a lo largo del corredor fluvial. En demasiados casos, esos usos inadecuados pueden no ser vistos de manera negativa por (parte de) la población, desde la ocupación de los corredores, la alteración de las orillas y canalización de cauces, así como la detracción excesiva de agua y su trasvase, o la expansión de especies invasoras. Cómo son percibidos los corredores fluviales, cuáles de sus características son valoradas positiva o negativamente por la gente, puede influenciar el apoyo público a determinadas de gestión y conservación (Flotemersch & Aho, 2021), incluyendo su restauración o intensificando su alteración.

Al valorar las percepciones sobre corredores fluviales y su gestión, hay que tener en cuenta que ha sido común abordar visiones del ciclo del agua separadas del territorio, del suelo o de sus usos (Basterretxea *et al.*, 2019), que acaban propiciando ideas más limitadas sobre lo que representa un río, en cuanto a la importancia de los bosques de ribera y la madera, el transporte y deposición de sedimentos, la percepción de los riesgos asociados a la ocupación del cauce o la sostenibilidad a largo plazo de su gestión (Ladrera *et al.*, 2020; Ollero Ojeda, 2020). Así, ejemplos relacionados con la restauración de corredores fluviales los podemos encontrar en expresiones de percepciones negativas ante la retirada de especies exóticas e incluso invasoras de los corredores fluviales, reivindicaciones de eliminar o reducir la vegetación natural de las riberas, solicitar canalizaciones duras que alteren los cauces o proponer un incremento de ocupación de las zonas inundables. Mitigar o revertir estas presiones e impactos se puede ver favorecido por un mejor conocimiento y comprensión de la población hacia el corredor fluvial, su gestión y las acciones de restauración, que faciliten la aceptación de estas medidas, para lo que resulta necesario integrar actuaciones de educación ambiental y comunicación que lleguen a la población.

Para ello, y teniendo en mente que el éxito y aceptación de los proyectos de restauración fluvial no son actuaciones puntuales aisladas, sino que deben considerarse en el conjunto del territorio a lo largo del tiempo, es conveniente un diseño de acciones que tenga en cuenta a toda la sociedad, tanto dentro como fuera de la educación formal (Poppe *et al.*, 2018). Y hacerlo teniendo en cuenta el lugar concreto en que se implementan, atendiendo a que los corredores fluviales son también paisajes culturales con significación propia para las personas habitantes del territorio, por lo que esta educación ambiental debe estar empapada con un fuerte sentido del lugar (Verbrugge *et al.*, 2019). Esto implica planificar una serie de actuaciones de

divulgación (explicación) del proyecto de restauración concreto que se aborde, complementadas e imbricadas con actuaciones de educación ambiental sobre la importancia, organización, funciones, servicios ecosistémicos y gestión de los corredores fluviales en general, así como de los efectos de las distintas opciones de abordar las actuaciones y usos del territorio en ellos. De esta forma, se puede facilitar tanto la aceptación del proyecto de restauración ambiental en realización como la de futuros proyectos que sigan esa misma manera de actuar coherente con la importancia de los corredores fluviales y compatible medioambientalmente.

La entidad de los proyectos de restauración a realizar puede influir en la extensión de las acciones de educación ambiental que se puedan abordar. La realización de actividades concretas, con escasa duración, de educación ambiental pueden tener efectividad a largo plazo, especialmente si se enmarcan en un proyecto más amplio que pueda llegar a las suficientes personas (Drissner *et al.*, 2014). No obstante, la planificación del conjunto de acciones a más largo plazo puede ser más efectiva. En este sentido, los proyectos del programa LIFE de la Unión Europea, con su duración plurianual, estabilidad y amplitud, representan un encaje muy adecuado para la Educación Ambiental, permitiendo la realización de recursos didácticos, dentro y fuera de entornos formales de aprendizaje (Ramos Pérez & Torralba-Burrial, 2020). Estas acciones de educación ambiental pueden lograr la concienciación sobre los problemas medioambientales locales y generales con repercusión local, informa de cómo se están afrontando y facilita que se continúe la conservación de los corredores fluviales una vez que el proyecto ya no esté en marcha.

El tipo de actividades orientadas a la divulgación y educación ambiental del proyecto generalmente comprenden la realización de algunas o todas de las siguientes actividades:

Actividades de divulgación y educación ambiental

- Recursos didácticos (realización de carteles y paneles fijos en el territorio o zona del proyecto, paneles para exposiciones itinerantes, material audiovisual, literatura infantil/cómics, materiales explicativos para sectores concretos - población local, personal técnico, agentes sociales -, juegos educativos, unidades didácticas, itinerarios señalados a pie o bicicleta...) distribuidos en diversos formatos y a través de una página web, con mayor o menor información disponible.
- Actividades formativas (actividades escolares, talleres formativos orientados a sectores concretos).
- Actividades dirigidas a la difusión del proyecto e integración de la sociedad en el mismo (charlas en el territorio de implementación, generales o dirigidas a grupos concretos, celebración de actividades remarcadas en Días de... - como el Día de la Red Natura, o el del Medioambiente - jornadas de voluntariado ambiental, actividades infantiles informales o puestos divulgativos en eventos, redes sociales, relación con los medios de comunicación).
- Material promocional del proyecto de restauración.
- Recopilación y diseminación de actuaciones realizadas y sus resultados.
- Actividades de sinergia: coordinación con otros proyectos/territorios y expansión de las actividades con buenos resultados.

A tener en cuenta

- Diseñar los materiales y actividades de divulgación y educación ambiental con un objetivo claro de transición ecosocial en la gestión de los corredores fluviales hacia su restauración.
- La capacidad de cada proyecto de restauración para implementar estas acciones varía mucho según la entidad del proyecto.
- Se deberían de implementar siempre las actividades dirigidas a la difusión y a la integración de la sociedad en el proyecto, así como las actividades destinadas a la sinergia con otros proyectos y territorios.
- Conforme se incrementa la entidad del proyecto se pueden ir abarcando el resto y emplear también los materiales ya creados en otros proyectos.



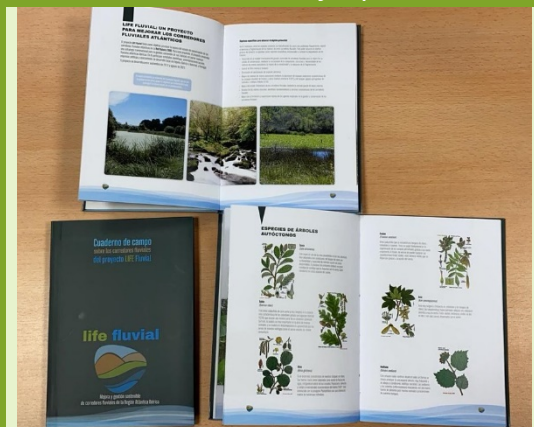
life fluvial
LIFE16 NAT/ES/000773



- Generar los materiales asociados al lugar, teniendo en cuenta la variedad de sentimientos, perspectivas y lenguas en las que se desarrolla el proyecto, así como las posibles diferencias entre territorios en proyectos amplios.
- La generación de material promocional puede servir como primera toma de contacto con el proyecto y su recordatorio, o como complemento para atraer o mejorar la participación en otro tipo de actividades en las que efectivamente se transmitan conceptos y se produzca el aprendizaje deseado, pero no se deben plantear como algo aislado o interesante por sí mismo.

Cuestión remarcable a la hora de implementar este abanico de medidas es tener en cuenta un diseño de materiales educativos adecuado a la etapa o grupo a la que van dirigidos (Ramos & Torralba-Burrial, 2020), estructurado según con los conceptos, actuaciones y cuestiones en las que se desee hacer hincapié (Díez, 2017; Torralba-Burrial, 2022), de acuerdo con las diferencias detectadas entre las ideas y percepciones de la población (tanto a nivel local como regional) y el conocimiento científico y técnico disponible sobre el funcionamiento de los corredores fluviales y la restauración medioambientalmente sostenible (Basterretxea *et al.*, 2019; Ollero Ojeda, 2020, Pozo-Muñoz *et al.*, 2021). Ejemplos de los materiales educativos, en un sentido amplio, desarrollados en el marco del proyecto LIFE Fluvial se indican en el siguiente cuadro.

Ejemplos de recursos de educación ambiental



Cuaderno de campo sobre corredores fluviales

Explica las principales os corredores fluviales atlánticos, sus hábitats y las especies carcterísticas que los definen, además de los principales factores de amenaza y las técnicas de restauración ambiental utilizadas en el proyecto. Dirigido a público adulto con interés y ciertos conocimientos ambientales.



Juego educativo interactivo: O xogo da gota.

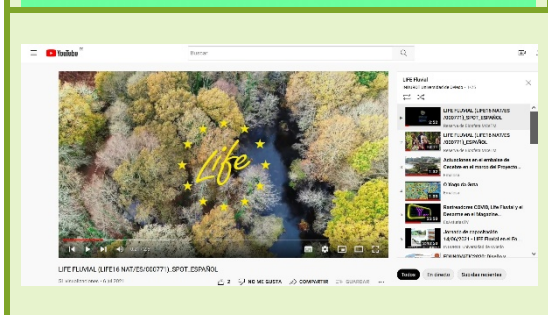
Juego de tablero en línea, con preguntas sobre corredores fluviales y el proyecto de restauración implicado. Se combinan preguntas generales sobre corredores fluviales, su importancia y su conservación, con otras específicas de la zona donde se realiza el proyecto (tres tableros diferentes para abarcar distintas zonas).



lifefluvial
LIFE16 NAT/ES/000773



Cómic infantil: Os bolechas van por el río
Historia ilustrada sobre los corredores fluviales, su biodiversidad, principales amenazas y actuaciones del proyecto LIFE Fluvial. Dirigido a un público infantil, incluye actividades finales.



Material audiovisual.

Audiovisuales generados por el proyecto, combinando información sobre los corredores fluviales, imágenes que muestran su importancia y belleza, así como información sobre las zonas de actuación y actividades del proyecto. Difundidos a través de Internet, con lista de reproducción que incluye otros vídeos e intervenciones del proyecto.

La implantación local del proyecto, con sinergias con entidades locales y representativas que busquen igualmente un desarrollo local sostenible, resulta indispensable para el éxito de las actuaciones de educación ambiental y, por tanto, para facilitar el desarrollo del proyecto y el interés por la conservación del corredor fluvial. Actividades de voluntariado ambiental, talleres escolares, charlas y comunicación con la población resultan más sencillas, reciben mayor participación y obtienen mejores resultados al implementarse juntamente con dichas entidades. Esto es, actividades planteadas enteramente desde fuera de la zona de actuación tiene un impacto menor que aquellas que cuentan con un socio local, integrado en el territorio de implementación. En el caso del proyecto LIFE Fluvial, la participación como socias de las entidades de desarrollo local Asociación de Desenvolvimento Rural Mariñas-Betanzos, la Asociación para el desarrollo del territorio interregional que se ubica en el entorno del río Eo (InterEo) y los ayuntamientos de las zonas de actuación (ya sea integrados a través de esas dos asociaciones, o en el caso del Concello de Ribadeo, como socio directo) ha sido determinante para lograr los objetivos planteados.

Las sinergias con otros proyectos de divulgación y educación ambiental pueden permitir alcanzar a un mayor número de personas, instituciones y grupos de población, por lo que resulta de gran importancia tender puentes entre proyectos y realizar ese trabajo conjunto.



7. EJEMPLOS DE RESTAURACIÓN EN LIFE FLUVIAL

7.1 SUSTITUCION DE PLANTACIONES FORESTALES POR BOSQUE AUTÓCTONO EN LA RÍA DE RIBADEO

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales son una de las causas de mayor pérdida de paisaje tradicional (Rico Boquete, 1995). En los corredores fluviales estas plantaciones frecuentemente sustituyen a las formaciones vegetales características de las series vegetales propias de cada territorio fitogeográfico, impidiendo su evolución hacia los ecosistemas maduros propios de las riberas fluviales. Las plantaciones forestales monoespecíficas generalmente reducen la diversidad vegetal y de manera muy especial esto sucede con los eucaliptales (Calviño-Cancela *et al.* 2012). Este fenómeno afecta a numerosos territorios y hábitats de la Red Natura 2000 entre los que se encuentra el ámbito de actuación del proyecto LIFE Fluvial.

El estuario del Río Eo es el mayor de los existentes de la costa cantábrica y uno de los de mayor interés para la conservación (INDUROT, 2003). El estuario se sitúa en el límite autonómico entre Galicia (en el extremo NE de la provincia de Lugo) y el Principado de Asturias (en su extremo NW).

La importancia como lugar de refugio para la avifauna acuática que tiene este estuario propició su designación en 1988 como Humedal de Importancia Internacional en aplicación de la Convención de Ramsar, encontrándose su ámbito territorial en Galicia integrado dentro la ZEC Río Eo (ES1120002) y la ZEPA Ribadeo (ES0000085), las cuales además cuentan mediante el Decreto 72/2004 con la declaración de Zona de Especial Protección de los Valores Naturales (ZEVPN), figura de Espacio Natural Protegido (ENP) creada al amparo de la Ley 9/2001. En la parte asturiana la ría ha sido incluida dentro de la ZEC/ZEPA Ría del Eo (ES1200016).

Además, este espacio, en su conjunto, forma parte de la Reserva de Biosfera Río Eo, Oscos y Terras de Burón, declarada como tal por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), con motivo de la reunión de la Mesa del Consejo Internacional del Programa MaB celebrada en París el 18 de septiembre de 2007.

En este territorio el paisaje vegetal se caracteriza por el predominio de áreas dedicadas a cultivos agrícolas y forrajeros en las partes llanas y los cultivos forestales de eucaliptos (sobre todo *Eucalyptus globulus*) y

en menor medida de pinos, chopos y acacias. Estas plantaciones forestales rompen la continuidad del corredor fluvioestuarino y reducen la presencia de los hábitats de Interés comunitario propios del ámbito geográfico.

En definitiva, este espacio constituye un importante tramo del corredor que conecta la zona de montaña, en la cabecera de la cuenca, con el mar Cantábrico. La conectividad en los hábitats naturales se ve mermada en la actualidad por las grandes superficies que ocupan los eucaliptales.

OBJETIVOS

Con esta acción de restauración se busca mejorar la continuidad del corredor mediante el incremento de los hábitats de interés comunitario 91E0* (bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*) y 9230 (Bosques galaico portugueses de *Quercus robur* y *Quercus Pyrenaica*), en territorios ocupados por plantaciones forestales, en los municipios de Ribadeo y Vegadeo y a la vez mejorar el estado de estos hábitats donde ya están presentes sustituyendo especies alóctonas por otras propias de estos hábitats naturales.

Describiremos en este capítulo un ejemplo de método efectivo y respetuoso con el medio ambiente, utilizado en el LIFE Fluvial, para la eliminación de las plantaciones forestales (principalmente Eucaliptales) y su sustitución por arbolado autóctono.

ACTUACIONES REALIZADAS

El conjunto de las actuaciones del LIFE Fluvial en el estuario del Eo discurren a lo largo de 14 km de corredor, sobre una superficie total de 15,3 ha de los dos márgenes del tramo estuarino del río Eo, en los municipios de Ribadeo (Lugo) y Vegadeo (Asturias). El proyecto ha previsto aquí la retirada de las plantaciones forestales de eucaliptos para sustituirlas por especies autóctonas características de los hábitats 91E0* y 9230 eliminando más de 6000 pies de *Eucalyptus globulus* y plantando más de 24.000 nuevas plantas de especies arbóreas autóctonas, principalmente sauces, robles, abedules y fresnos.

Las actuaciones se han llevado a cabo en tres fases:

Acciones preparatorias

En la primera parte del proyecto se llevaron a cabo las acciones preparatorias que incluyeron trabajos de campo, en los que se realizó una **cartografía geomorfológica y de vegetación**, se tomaron muestras de suelo para su análisis y se identificaron y geolocalizaron las especies exóticas invasoras.

En base a los resultados obtenidos de estos análisis previos se redactaron los **proyectos técnicos** donde se definieron los detalles concretos de las actuaciones que se iban a llevar a cabo (Figura 7.1.1): superficie de eucaliptales a talar, número/superficie de otras especies invasoras a eliminar y número de individuos de cada especie a utilizar en las plantaciones, todo ello acompañado de cartografía de detalle.

De forma simultánea se comenzó a producir en vivero la planta para la restauración del bosque de ribera (hábitat 91E0*), como fresnos, arces, avellanos y laureles y además se produjo una cantidad adecuada de robles, abedules y otras especies, para la restauración de las áreas con vocación de robledales (hábitat 9230).

Durante esta primera fase se llevó a cabo el proceso de expropiación por parte del Concello de Ribadeo, socio del proyecto LIFE Fluvial.) de una superficie de 4,4 ha, de terrenos de titularidad privada, incluidos en la Red Natura 2000, que estaban destinados en su mayoría a uso forestal, principalmente plantaciones de *Eucalyptus globulus*. También se realizó la recuperación posesoria de terrenos del Dominio Público Marítimo Terrestre en la zona de Vegadeo. Ambas acciones garantizan el uso de los terrenos para fines de conservación y la continuidad a largo plazo de las acciones de restauración.

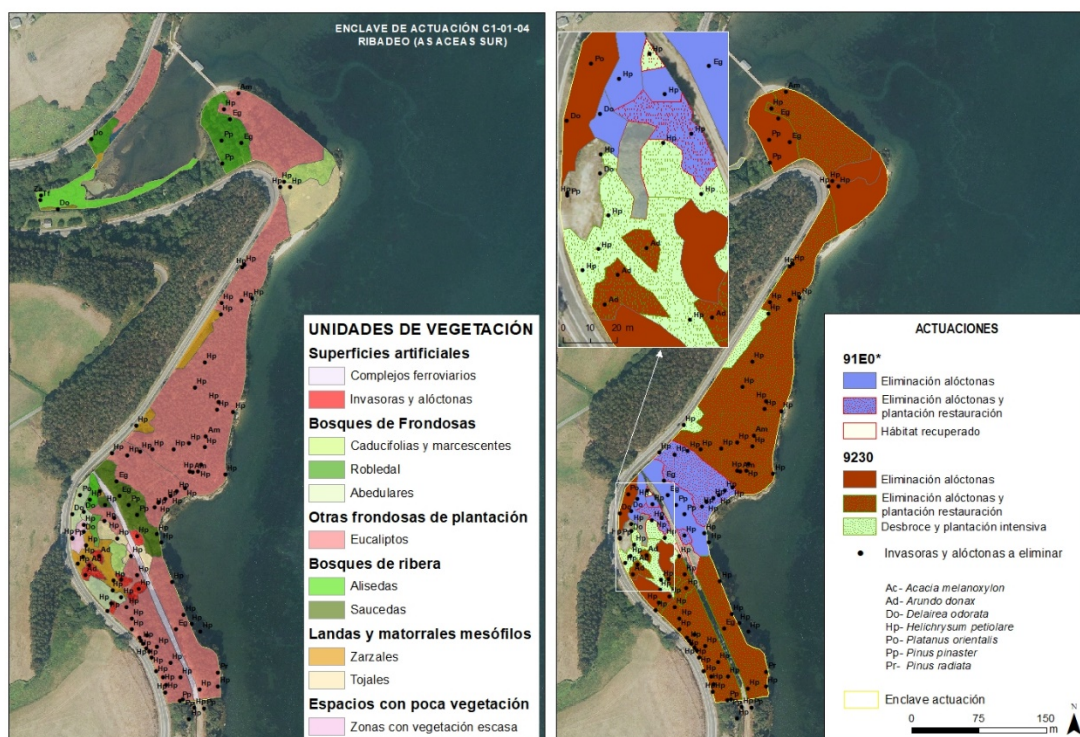


Figura 7.1.1. Ejemplo de la cartografía de vegetación realizada en uno de los enclaves de actuación y propuesta de actuaciones para el proyecto técnico.

Eliminación de plantaciones forestales

Una vez obtenidos todos los permisos de las obras se comenzó la segunda fase. Se llevó a cabo la corta de eucaliptos (Figura 7.1.2) y otras especies arbóreas alóctonas presentes en los enclaves de actuación (acacias y pinos principalmente) en una superficie superior a 7 ha. La tala de los ejemplares se realizó con el empleo de motosierras de diferente tamaño según el diámetro de los troncos. Una vez realizada la tala, el tronco principal se cortó en trozos más pequeños, de 2-2,5 m de longitud, para poderlos subir en el autocargador (Figura 7.1.3) y transportarlos a un gestor especializado. La ramas y ramillas resultantes de la tala se sometieron a empacado y se llevaron a un gestor de biomasa.



Figura 7.1.1. Parcela en Ribadeo, antes y después de la tala del eucaliptal.

Durante los trabajos se respetaron los árboles autóctonos (sauces cenicientos, alisos, robles, melojos, fresnos, arces, laureles, etc.) que crecían entre los eucaliptos, los cuales serán parte integrante de la

restauración. En una de las parcelas se ensayaron métodos experimentales, como la cubrición de los tocones.



Figura 7.1.2. Trabajos de retirada de troncos con el autocargador y resultados de la plantación

Simultáneamente se procedió a la eliminación del resto de plantas invasoras presentes, se eliminaron: *Delairea odorata*, *Helichrysum petiolare* y *Arundo donax* principalmente.

La madera obtenida con la tala de los eucaliptos no tuvo uso lucrativo, fue acopiada y donada a vecinos y a asociaciones sociales. Los restos no maderables se llevaron a una gestora de residuos orgánicos para su utilización como compost.

Entre la tala y la plantación, como era esperable, la mayor parte de los eucaliptos rebrotaron de cepa y se procedió a la eliminación manual de los rebrotes con la ayuda de hoces de mango largo, capaces de extirpar el rebrote en la base para que no vuelva a crecer. La eliminación de rebrote se realizó al menos en cuatro ocasiones en cada parcela, salvo en la parcela experimental de cubrición con lamina de polietileno, donde no fue necesario.

Restauración forestal

Se llevaron a cabo dos métodos de reimplantación forestal autóctona: En algunas parcelas, donde la perturbación de la tala y los subsiguientes trabajos de control de rebrotes fue menor, se optó por una restauración pasiva, dejando que los árboles y arbustos autóctonos, respetados en la tala, y el banco de semillas del suelo evolucionaran de manera natural.

En el resto de las parcelas, en la primavera siguiente de la tala de eucaliptos se inició la plantación con las especies características de los hábitats 91E0* y 9230, propias del área geográfica en la que se realiza la restauración. Más concretamente se plantaron en los sectores de bosque aluvial estaquillas de *Salix atrocinerea* y plántones de *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* y *Laurus nobilis*. Para las partes propias del hábitat 9230, se utilizaron esas mismas especies en menor proporción y se incorporaron *Quercus robur*, *Betula celtiberica*, *Corylus avellana*, *Arbutus unedo*. Acompañando a los plántones se instalaron tutores y, en algunos casos, redes protectoras para protegerlos de daños por fauna silvestre (Figura 7.1.4), las plantas como los sauces que se plantaron mediante estaquillas, obtenidas de enclaves próximos, no necesitaron ningún tipo de tutor ni de protección. En este caso las redes rígidas protectoras deben estar convenientemente fijadas al suelo para evitar la rotación sobre el tutor que podría romper la planta.



lifefluvial
LIFE16 NAT/ES/000773



Figura 7.1.3. Plantones procedentes de vivero utilizados en la restauración trabajos de plantación (centro) y una vez plantados con los tubos protectores (derecha).

Seguimiento

Para el seguimiento de las actuaciones se establecieron, en las acciones preparatorias del proyecto, una serie de indicadores junto con unos valores de éxitos asociados (García Manteca et al, 2019). El uso de estos indicadores en las parcelas de trabajo permitió conocer la situación antes de la ejecución de las actuaciones, durante y después de las mismas, así como la repercusión de éstas en la mejora del estado de conservación de los hábitats 91E0* y 9230.

Como resultado de este seguimiento se constata que en los dos primeros años de proyecto se ha producido incremento en el área de ocupación de los hábitats objetivo, así como en las especies características, una reducción de la superficie de las especies de carácter invasor, y la disminución del número de especies invasoras en algunos enclaves. Esto redundará en una mejora del sitio gracias a la eliminación de las presiones y amenazas que causan una merma sobre el estado de conservación de los hábitats.

En el futuro se espera alcanzar la valoración positiva de todos los indicadores de seguimiento, una vez los árboles plantados hayan alcanzado su madurez y la cobertura del estrato arbóreo sea dominante y dominada por especies autóctonas.

LECCIONES APRENDIDAS:

Recuperar el bosque autóctono en espacios de la red Natura 2000 es una acción recomendable que mejora la biodiversidad y la función de corredor ecológico de nuestros bosques

Dentro de los espacios protegidos no es recomendable el uso de fitocidas esto unido a la alta capacidad de rebrote del eucalipto obliga a realizar tareas de corte del rebrote en repetidas ocasiones (normalmente cuatro sucesivas), para matar el árbol.

Para lograr una mejora del estado ecológico de la parcela hay que buscar la sustitución de los eucaliptos por otras especies vegetales arbóreas propias de la zona. La restauración pasiva puede ser exitosa en ambientes donde aún quedan árboles autóctonos productores de semilla en las proximidades o en aquellos enclaves donde hay un dosel de árboles y arbustos autóctonos bajo los eucaliptos talados. En este caso es importante respetar esta vegetación en los trabajos de tala.

En los casos en los que tras la tala en la parcela quedan escasos ejemplares de planta forestal autóctona, la plantación es indispensable. Elegir las especies vegetales adecuadas a cada área geográfica y garantizar su origen genético es de gran importancia.

7.2 CONTROL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN EL CORREDOR DEL EO

INTRODUCCIÓN

Las Especies Exóticas Invasoras (EEI) suponen un grave impacto a nivel ambiental y socioeconómico y su necesario control es muy costoso. Solo en España, los recursos económicos invertidos en la lucha en contra de las EEI se han incrementado desde los 3,76 millones de € anuales, de antes del año 2000, a los 12,99 millones de € anuales de los últimos años (Angulo *et al.*, 2021) y a juzgar por el estado de las invasiones biológicas y el dañino efecto que producen sobre bienes y servicios ecosistémicos, esta cifra seguirá creciendo en el futuro próximo. El riesgo de las EEI es intrínseco a su naturaleza, son en su mayoría especies que tienen una gran capacidad de éxito, generalmente ligada a sus estrategias reproductivas y su capacidad de adaptación.

De las diez EEI que presentan los más altos costes de manejo en España seis de ellas son taxones vegetales (*Eichhornia crassipes*, *Eucalyptus* spp., *Arundo donax*, *Cenchrus setaceus*, *Carpobrotus* spp. y *Cylindropuntia* (Angulo *et al.*, 2021). Sin embargo, algunos de ellos no están incluidos en el catálogo español de especies invasoras (Real Decreto 630/2013).

Aunque sea conocido el efecto contraproducente del uso de herbicidas para la eliminación de plantas exóticas, especialmente en medios acuáticos (Mikulyuk *et al.*, 2020), las intervenciones con herbicidas se utilizan en el 40% de los proyectos de restauración a nivel global y este porcentaje se incrementa en los países desarrollados (Weidlich *et al.*, 2020). Estas aportaciones nos llevan a considerar la importancia de encontrar estrategias y técnicas de control de las plantas exóticas que permitan rebajar los costes y mejorar la eficacia de las técnicas, con especial atención a los proyectos realizados en zonas sensibles o protegidas.

La cuenca del Río Eo es un importante corredor fluvial protegido por su inclusión en varios espacios Natura 2000: ZEC Río Eo-Galicia (ES1120002) y ZEC Río Eo-Asturias (ES1200023), ZEPA Ribadeo (ES0000085) y ZEC/ZEPA Ría del Eo (ES1200016). En estos espacios la presencia de especies exóticas e invasoras es relativamente frecuente. El proyecto LIFE Fluvial ha dedicado parte de sus esfuerzos al control de las especies vegetales exóticas en varios enclaves de este corredor.

OBJETIVOS

Las acciones del LIFE Fluvial en el río Eo buscan el incremento y la mejora del estado de conservación de los bosques húmedos del hábitat prioritario 91E0* (bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*), para la mejora de las funciones y servicios ecosistémicos del corredor fluvial. El control de las especies invasoras y también de otras exóticas, aún sin catalogar como invasoras, es uno de los pasos necesarios para alcanzar el objetivo principal.

Describiremos en este capítulo las acciones de control de algunas plantas exóticas llevadas a cabo, tanto con métodos tradicionales como con ensayos experimentales, con el objetivo de encontrar técnicas más económicas, efectivas y replicables.

ACTUACIONES REALIZADAS

En el tramo medio del Río Eo se actuó en diferentes áreas de trabajo, repartidas en territorios de Asturias y Lugo (Galicia), a lo largo de unos 56 km de río sobre una superficie total de 11,27 ha. En estos enclaves se han llevado a cabo acciones de control sobre 16 especies de plantas alóctonas, nueve de ellas de porte arbóreo o arbustivo, de las que se talaron 260 ejemplares, siendo las especies más presentes *Ligustrum lucidum*, *Acacia melanoxylon* y *Eucalyptus globulus*. Además, se eliminaron especies herbáceas en más de 2300 m² de superficie, sin el uso de fitocidas (Sanna *et al.*, 2018) siendo *Crocsmia × crocosmiiflora* (Figura 7.2.1) y *Tradescantia fluminensis* las más abundantes y que presentaron un carácter altamente invasor, siendo capaces de tapizar el sotobosque ribereño compitiendo con las especies ribereñas nativas.



En la zona fluvio estuarina se actuó sobre 24 especies a lo largo de 14 km del corredor. De estas, 16 eran arbóreas o arbustivas de las que se talaron 6358 pies, principalmente eucalipto. Además, es destacable la presencia de *Helichrysum petiolare* actuando sobre 173 m² y, aunque de manera más localizada, de *Arundo donax* que se eliminó de 532 m². Entre las herbáceas destacan por su presencia extensa *Delairea odorata* y *Tradescantia fluminensis*, ambas especies de muy difícil manejo por su alta capacidad de rebrote y germinación.

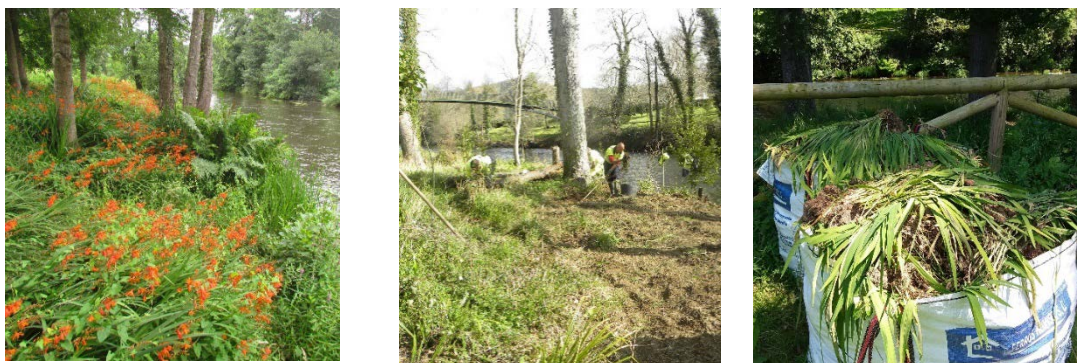


Figura 7.2.1. Retirada de *Crocosmia* en San Tirso de Abres. Situación previa, trabajos de retirada y acopio del material retirado para su gestión controlada.

Dos de las diez especies exóticas que representan más altos costes de manejo (*Eucalyptus* spp. y *Arundo donax*) (Angulo *et al.*, 2021) están presentes en el corredor del Eo y fueron especies objetivo de ensayos de control experimental. También se ensayaron métodos alternativos con *Tradescantia fluminensis* Vell., incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013) y que presenta un alto grado de ocupación en muchas áreas del sotobosque ribereño restaurado.

En la primera parte del proyecto se llevaron a cabo las acciones preparatorias que incluyeron trabajos de campo, en los que se identificaron y geolocalizaron las especies exóticas invasoras en todos los enclaves objeto de restauración.

Para el manejo de las EEI se siguieron las recomendaciones del *Protocolo de eliminación de especies invasoras* (Sanna *et al.*, 2018) en relación a las épocas adecuadas de eliminación de cada especie objetivo, los métodos de control preferentes y el manejo de los residuos. Siempre que fue posible se realizó una retirada manual con la ayuda de pequeña herramienta para individuos de pequeñas dimensiones y de equipos motorizados de potencia y tamaño variables para arrancar o talar especies leñosas de gran tamaño, en ningún caso se utilizaron fitoquímicos.

Después de una primera eliminación de las partes aéreas y/o de la mayor parte de los órganos subterráneos con capacidad vegetativa (bulbos, tuberbulbos o rizomas), en muchas de las EEI arbóreas y arbustivas se produce un rebrote de cepa que, necesita de un seguimiento adecuado, para que la acción de eliminación sea exitosa. El seguimiento y las continuas acciones de control generan unos costes de mantenimiento y se pueden dilatar en el tiempo más de lo concertado en los planes de acción.



Figura 7.2.2. Áreas de tala y extracción de troncos en Ribadeo.



Control de *Eucaliptus globulus*

El control de *Eucaliptus globulus* se realizó siguiendo métodos tradicionales de tala, respetando las plantas autóctonas existentes en la parcela y con subsiguientes controles periódicos de rebrote al menos dos por año hasta un mínimo de 4 campañas de control, a partir de las cuales el rebrote ya es muy escaso. Posteriormente a la tala, de forma inmediata se procedió a la plantación de otras especies autóctonas, para recuperar el hábitat natural.

En una de las parcelas de la zona fluvioestuarina se realizó un estudio experimental en el que se pudo comprobar la efectividad de la cubrición de los tocones con lonas de polietileno para evitar el rebrote (Figura 7.2.3) (García Manteca *et al.*, 2022).



Figura 7.2.3. Parcela experimental con cubrición con lona de polietileno para lograr condiciones de oscuridad (derecha) y aspecto de la parcela 2 años después de la tala, con reforestación pasiva.

En esta parcela experimental, la cubrición de los tocones hizo innecesario el control de rebrotes, lo que disminuye la perturbación del hábitat. Se observó un importante éxito en la restauración del hábitat objetivo demostrado con el análisis de los inventarios florísticos que reveló una alta tasa de regeneración de individuos de especies arbustivas y arbóreas nativas en esta parcela. Dos años después de la tala de los eucaliptos se produjo una importante recuperación espontánea de especies herbáceas pioneras, incorporándose 31 especies nativas nuevas que en su conjunto alcanzan un alto grado de cobertura superior al 75% de la superficie. Esta alta regeneración natural hizo innecesaria realizar la plantación forestal con especies autóctonas en este enclave.

Control de *Tradescantia fluminensis*

El control de *Tradescantia fluminensis* es muy difícil debido a su alta capacidad de reproducción vegetativa. Esta planta es capaz de generar raíces en cualquier nudo del tallo y presenta una alta fragilidad, con lo que en su retirada se rompe y deja fragmentos que sirven de propágulos (Figura 7.2.4).

Durante las acciones de control, se arrancó manualmente la especie invasora en todas las áreas de acción del proyecto observándose la necesidad de repetir el arranque de manera regular, dada la gran velocidad de crecimiento de los tallos que quedaban en el terreno.



Figura 7.2.4. Fases de la retirada manual de *Tradescantia fluminensis*. Antes de la retirada (Izq.), Big-bags llenados con los restos vegetales (Cen.) y suelo después de la retirada con fragmentos de tallo.



Vista la dificultad en su eliminación, se experimentó cubriendo una parcela en junio, con una lona plástica opaca (Figura 7.2.5), para provocar la muerte por asfixia y/o falta de luz (González Costales *et al.* 2009). Debido a las crecidas del río Eo y al peligro de que el agua se llevara la lona, esta se retiró en el mes de diciembre, antes de la temporada de mayores precipitaciones. En la parcela cubierta se retiró la lona tras 6 meses de cubrición y *T. fluminensis* se mostraba defoliada pero presente. 5 meses después de la retirada de la lona desapareció en su totalidad y las plantas obtenidas de la germinación del banco de semillas del suelo lograban una la cobertura de especies autóctonas superior al 30 %. En las parcelas colindantes con arranque manual en un periodo de 6 meses *T. fluminensis* volvía a ocupar el 90% de la superficie si no se repiten las tareas de arranque.



Figura 7.2.5. *Tradescantia fluminensis* en junio de 2020 cubierta por la lona en la parcela A y parcela de control B (izquierda), defoliada después de retirar la lona en diciembre 2020 (centro) y situación de las parcelas en mayo 2021 (derecha) (tomado de García Manteca *et al.*, 2022).

El método de la cubrición es difícil de aplicar en grandes parcelas y no puede soslayarse el hecho de que hay zonas difíciles de cubrir por lo enmarañado de la vegetación, pero es útil para disminuir el área de arranque y dejarla relegada a estas zonas menos accesibles.

Control de *Arundo donax*

En un primer intento de eliminación los métodos de desbroce de la parte aérea para esta especie, se han mostrado ineficaces, debido a su capacidad de rebrote, por lo que se decidió probar con una metodología alternativa que provoca la asfixia de los órganos subterráneos y acaba con los rizomas. Para ello se siguieron las indicaciones del manual editado por el Ministerio para la Transición Ecológica (2019). Se comenzó con la corta a ras de la caña, y se realizó una cubrición de los rizomas y los tallos cortados, con material opaco de polietileno que se fijó en el suelo mediante zancas de 30-50 cm (Figura 7.2.6). El objetivo era producir la muerte de los rizomas por asfixia, al no disponer de luz, alcanzarse temperaturas elevadas durante los días de verano y tener baja disponibilidad de oxígeno. La cubierta plástica se mantuvo durante 22 meses. Tras la retirada se observó que la cubrición había logrado sus objetivos. Únicamente había 5 rebrotes y estaban en el borde exterior de la zona cubierta, eliminándose sin dificultad en la retirada de la lona.



Figura 7.2.6 Corta de la caña, aspecto tras el tratamiento antes de retirar los dos rebrotes en la parcela y tareas de retirada de la lona.

El éxito de la técnica aplicada se ve disminuido por el esfuerzo que conllevó la retirada de la lona debido que la vegetación circundante, había crecido de modo exuberante tras los 22 meses de ocultamiento de la caña. La utilización de material de cubrición biodegradable, que hiciera innecesaria su retirada, sería una importante mejora. Es aconsejable señalar la zona experimental, evitar posible manipulación debida a la curiosidad de los transeúntes.

Seguimiento

La aplicación del índice de Afección por Especies Exóticas (AEI) utilizado como indicador (García de la Fuente *et al.*, 2022) ofrece resultados que muestran una notable mejora, tras las acciones del proyecto, en el conjunto de los enclaves del Eo. La afección de las Especies exóticas ha disminuido pasando el valor de AEI de 3,9 en 2018 a 1,8. en 2021.

LECCIONES APRENDIDAS:

El riesgo de las EEI es intrínseco a su naturaleza, son en su mayoría especies con una gran capacidad de éxito generalmente ligada a sus estrategias reproductivas y su capacidad de adaptación. La eliminación de estas especies puede ser una tarea de gran dificultad especialmente si se descarta el uso de productos fitoquímicos. El objetivo es el control de las mismas y esto supone un esfuerzo continuado en el tiempo con tareas de eliminación repetidas a lo largo del año. Involucrar a los ciudadanos y a las administraciones en el mantenimiento de estas acciones es de gran utilidad para garantizar el éxito de las mismas.

Prevenir, actuando con medidas de control sobre la introducción y la detección temprana, es la herramienta más eficaz para el control de estas especies. Cuando la invasión es ya evidente el control resulta muy costoso en esfuerzo, dinero y tiempo.

Promocionar el uso de especies autóctonas en los jardines públicos y privados es una estrategia que podría ser útil para disminuir el flujo de especies alóctonas que llegan a nuestras áreas naturales y de forma sinérgica reforzar los conocimientos sobre las EEI en la población.

El control de algunas especies como *Tradescantia fluminensis* requiere un esfuerzo mantenido en el tiempo que sobrepasa el ámbito temporal de cualquier proyecto de restauración. Esto se refuerza con la amplia distribución que actualmente alcanza la especie en las riberas fluviales del Eo, lo que provoca nuevas invasiones desde los terrenos circundantes, aun en el caso de que se hubiera logrado erradicarla de algunas áreas concretas. En este caso el control de la especie, a nuestro entender, queda supeditado a la competencia que la vegetación autóctona pudiera ejercer. La insolación directa es un estupendo mecanismo de control para esta especie, pero no es posible en el umbrío sotobosque ribereño ya invadido por la especie. La detección temprana y el control en áreas de reciente colonización podría disminuir notablemente el éxito de su expansión.

En el caso de *Arundo donax*, detectado en el Eo en una fase inicial de invasión y relegada a pequeños rodales, La cubrición de los órganos subterráneos ha sido un éxito manifiesto y se ha logrado erradicar la especie del enclave.

Los eucaliptos también pueden ser eliminados, con un esfuerzo aceptable, tras cuatro periodos de control del rebrote (dos por año), El éxito de la restauración depende, en este caso de la rápida regeneración del bosque autóctono que puede requerir de una plantación, con especies arbóreas autóctonas, en aquellos lugares donde la regeneración natural no es posible, debido a la ausencia de un banco de semillas del suelo o a la escasa presencia en la zona o en sus proximidades de individuos adultos, tras un largo periodo de cultivo forestal.

A la hora de diseñar una estrategia de eliminación de EEI hay que tener en cuenta que todos los métodos de eliminación son más eficaces si están aplicados a áreas continuas, permitiendo así una eliminación integral e impidiendo la recolonización de las áreas intervenidas por parte de las poblaciones de EEI que medran en áreas invadidas cercanas que han quedado sin intervenir.



7.3 GESTIÓN FRENTE AL DECAIMIENTO DEL ALISO EN EL CORREDOR DEL MIÑO

INTRODUCCIÓN

La ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003) es un espacio natural de carácter fluvial enclavado en la cuenca alta del río Miño (Galicia). Este espacio incluye los tramos fluviales de mayor orden jerárquico presentes en la cuenca alta del río Miño, prolongándose a las superficies adyacentes a los mismos que se encuentran configuradas por diversos tipos de humedales, bosques mesófilos y paisajes agrícolas tradicionales. Este mosaico de hábitats presenta una elevada diversidad fitocenótica que se traduce en una elevada profusión de tipos de hábitats y especies de interés para la conservación, entre las que cabe citar ejemplos que han centrado grandes esfuerzos para su conservación bajo programas y proyectos de índole europea, estatal y autonómica.

Esto ha motivado que la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003) cuente con diversas figuras de áreas protegidas (Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2010; Ferreiro da Costa & Ramil-Rego 2015, 2018, 2022; Ramil-Rego et al. 2021). Dentro del ámbito de la Red Natura 2000, mediante la Decisión 2004/813/CE de la Comisión, de 7 de diciembre de 2004, este espacio era declarado como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), y posteriormente era declarado como Zonas Especial de Conservación (ZEC) en Galicia mediante el Decreto 37/2014. En cuanto a las áreas de protección internacional, este espacio desde el año 2002 se ha incluido en la Reserva de Biosfera Terras do Miño, en la que el corredor fluvial del Río Miño es una de las zonas núcleo de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad de dicho territorio, destacando por los valores naturales y culturales que alberga (Ramil-Rego et al. 2005b; Ramil-Rego & Crecente Maseda 2005, 2009; Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2014, 2016), los cuales prestan importantes servicios ecosistémicos de provisión, regulación y culturales (Ramil-Rego et al. 2011, Ferreiro da Costa et al. 2011). Cabe destacar que las Reservas de Biosfera poseen la consideración de Área Protegida por Instrumentos Internacionales de acuerdo con la Ley 42/2007.

Sin embargo, la presencia *Phytophthora spp.*, hongo parásito que causa la mortalidad de los individuos de *Alnus glutinosa* en los corredores fluviales europeos (Gibbs et al. 2003), en la actualidad causa una importante afección sobre el estado de conservación de los bosques aluviales (91E0*) en la cuenca alta del río Miño (Ramil-Rego et al. 2016), habiendo sido reportada su presencia e importante ataque en el área española (Solla et al. 2010) y portuguesa (Kanoun-Boule et al. 2016).

OBJETIVOS

Esta acción persigue la puesta en marcha una serie de actuaciones que permitan una mejora de los corredores fluviales de la cuenca alta del Río Miño (91E0*) en la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003), mediante la retirada selectiva y parcial de los pies muertos de alisos por *Phytophthora spp.* que se encuentran presentes en 7,8 ha de bosques aluviales (91E0*) del proyecto, que causan una merma del estado fitosanitario de las masas, y por tanto suponen una afección significativa sobre el estado de conservación del tipo de hábitat. Dicha superficie global de actuación se divide en 3 tramos fluviales situados en la cuenca alta del río Miño: Río Miño-Lugo (2,0 ha), Río Miño-Rábade (1,8 ha) y Río Parga (4,0 ha). Estos tramos fluviales forman parte de la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003), espacio que posee gran valor de conservación, albergando las representaciones más genuinas de bosques aluviales del NW Ibérico.

El proyecto LIFE FLUVIAL ha planteado la retirada parcial de los pies muertos de alisos por el patógeno, y por tanto no se retira toda la madera muerta, puesto que de acuerdo con la bibliografía existente en la

materia (Gregory et al. 2003), los ecosistemas boscosos naturales precisan de madera muerta para garantizar la ocurrencia de los procesos naturales y su funcionalidad.

ACTUACIONES REALIZADAS

Previamente a la ejecución de las actuaciones, se realizó un diagnóstico de los enclaves de actuación, mediante evaluación del estado de conservación del hábitat objetivo 91E0* (Ramil Rego *et al.*, 2018a), elaboración de cartografía de vegetación, visitas técnicas para la identificación y marcado de los pies de aliso a eliminar mediante la aplicación de la metodología de tipificación del grado de afectación de *Phytophthora* spp. elaborada por Ramil-Rego et al. (2016) y proyecto técnico de actuación (Ramil Rego *et al.*, 2018b). Éste fue, además, la documentación para la solicitud de autorización de los organismos con competencias en el tramo fluvial en cuestión (organismo de cuenca, organismo competente en materia de patrimonio natural). De acuerdo a dicho proyecto técnico, las actuaciones se llevaron a cabo en **dos fases**: una **primera** para el apeo, troceado, apilado y retirada de los pies de aliso, y una **segunda** para la restauración del hábitat 91E0* en cada uno de los tramos fluviales objeto de esta actuación.

El enclave Río-Miño-Lugo durante el año 2019 ha sido objeto de retirada de alisos afectados por el síndrome del decaimiento, ya que el ataque del hongo *Phytophthora* spp., causaba una gran mortalidad de individuos de *Alnus glutinosa* en este tramo, provocando una merma significativa en el estado fitosanitario de los bosques húmedos y en consecuencia en el estado de conservación del tipo de hábitat prioritario 91E0*. La retirada de árboles muertos en el bosque higrófilo se ha realizado con sumo cuidado, de acuerdo con el principio de cautela ambiental, habida cuenta de la fragilidad y vulnerabilidad de estos medios. El apeo y poda de madera muerta se ha realizado con medios manuales, así como el troceo de la misma. La carga y saca de la madera generada por la retirada de alisos muertos ha sido posible mecanizarla con un autocargador, puesto que en este tramo se dispone de un paseo fluvial peatonal, convenientemente pavimentado, en el que dicha máquina ha podido operar de forma cómoda, apilando la misma en una zona segura, fuera de la ribera fluvial. La madera obtenida de la retirada de los alisos muertos no ha tenido un uso lucrativo, y ha sido donada a los vecinos de los núcleos próximos, quienes la han recogido de las zonas de apilado para emplear en sus cocinas económicas, estufas, hornos, etc.



Figura 7.3.1 Eliminación de alisos muertos en el río Miño-Lugo y apilado de madera fuera de la ribera fluvial.

En el enclave Río-Miño-Rábade se ha actuado en el margen derecho del cauce. Durante los años 2018 y 2019 la actuación ha comprendido la retirada de alisos afectados por el síndrome del decaimiento causado por *Phytophthora* spp. El apeo y poda de madera muerta ha empleado exclusivamente medios manuales y herramientas portátiles. Con respecto a la retirada de madera, aguas arriba del puente medieval de Rábade la madera generada ha sido troceada y apilada en pequeños montones, que han sido retirados por un pequeño chimpín, debido a que el acceso se hace a través de una senda fluvial, asegurando por tanto que el peso transportado es el mínimo para evitar afecciones sobre la ribera y sobre el propio sendero fluvial.



Aguas abajo del puente medieval de Rábade la retirada de la madera generada ha sido realizada con autocargador, ya que éste ha podido operar desde los prados de siega contiguos al corredor fluvial. En ambos casos, se han sacado las trozas a la pista más cercana, donde también han sido cedidas con fines sociales a los vecinos de Rábade para su uso en sus viviendas rurales (cocinas económicas, estufas, hornos, etc.).



Figura 7.3.2 Eliminación de alisos muertos en el río Miño-Rábade, y retirada por parte de los vecinos de la madera donada por la actuación.

El enclave río Parga (afluente del Miño) en las inmediaciones de la Ermita de San Alberte (Guitiriz), durante el año 2019 ha sido objeto de actuación en ambos márgenes del cauce. Fundamentalmente se han retirado alisos afectados por el síndrome del decaimiento (*Phytophthora* spp), que han generado una gran cantidad de madera. En esta operación no han podido emplearse medios mecanizados pesados, debido al elevado valor de conservación de este tramo fluvial, así como a la inexistencia de vías o caminos que permitan el empleo de maquinaria pesada. De este modo, ha sido necesario transportar la madera a flote durante la época de aguas bajas, lo que ha permitido que los operarios hayan podido cablear y manipular desde el propio cauce las trozas de forma segura y controlada, evitando impactos sobre el medio acuático (fundamentalmente sobre los lechos fluviales) ni sobre las riberas. En aquellas zonas donde existen pequeños senderos, se ha empleado un pequeño mini-dumper (chimpín) para transportar las trozas hasta su lugar de acopio. En todos los casos, las trozas se han apilado en pista o zona de acopio más cercanas, donde han sido cedidas con fines sociales a los vecinos de las poblaciones más próximas, quienes han pasado a recogerlas en sus vehículos agrícolas, empleándolas como fuente calorífica para sus viviendas rurales (cocinas económicas, estufas, hornos, etc.).



Figura 7.3.3. Saca de madera por flotación y con chimpín en el río Parga-Guitiriz.

En una segunda fase, tras la eliminación de alisos muertos de los tres tramos fluviales, se ha procedido a la restauración del hábitat 91E0* mediante plantación con sus especies características, producidas por el

propio proyecto a partir de material de reproducción local y compatible, evitando la introducción de ecotipos alóctonos y por tanto una posible contaminación genética. El material se ha generado a partir de estaquilla, en el caso de *Salix atrocinerea*, y de semilla en el caso del resto de especies empleadas en la repoblación (*Quercus robur*, *Betula celtiberica*, *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*). De este modo, la actuación ha logrado la mejora de la continuidad, composición y estructura en 7,8 ha del hábitat 91E0* en la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003).



Figura 7.3.4. Plantación con especies características del hábitat 91E0* en la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003).

Seguimiento

Durante las tareas de seguimiento de esta acción, se ha verificado la eliminación de las presiones detectadas durante los muestreos previos (presencia de alisos afectados por el síndrome de decaimiento causado por *Phytophthora* spp.), el mantenimiento de la superficie ocupada por el bosque de ribera, y una mejora de la composición y estructura del hábitat 91E0* debido a un aumento de la presencia de las especies características del hábitat 91E0*, incluyendo tanto las especies arboladas fruto de la fase final de restauración con la planta producida por el proyecto, como las especies herbáceas que componen el estrato inferior de las comunidades ribereñas.

LECCIONES APRENDIDAS

El empleo de medios manuales en las operaciones de apeo y retirada de alisos afectados por el síndrome del decaimiento (*Phytophthora* spp.) permite la selectividad de la actuación y seguir el principio de cautela ambiental, lo cual es adecuado en las riberas fluviales habida cuenta de la fragilidad y vulnerabilidad de estos medios. Resulta completamente innecesaria la realización de desbroces o clareos sistemáticos de la vegetación de ribera, tanto previamente como durante las operaciones de apeo y retirada de alisos. El apilado de madera debe ser realizado en trozas de pequeña longitud, fuera de las zonas inundables, para poder ser retirado con pequeña maquinaria que cause la menor afección posible. La mecanización de la saca es posible solamente cuando se dispone de un acceso directo a través de un camino o vía asfaltada convenientemente acondicionados, sin causar ninguna afección sobre los componentes clave de la biodiversidad. La participación de las comunidades locales, como receptoras de la madera retirada de los enclaves, resulta estratégica para lograr el éxito de la actuación. El empleo de la madera como fuente calorífica en sus viviendas rurales (cocinas económicas, estufas, hornos, etc.) facilita la retirada y destrucción de madera afectada por la enfermedad, contribuyendo asimismo a la economía circular ya que el residuo generado por la actuación es empleado como una materia prima, contribuyendo a reducir el consumo de otras fuentes de energía.



7.4 MEJORA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS LAGUNAS DE ARNAO Y VILLADÚN

INTRODUCCIÓN

Las lagunas de Arnao y Villadún son dos humedales próximos al mar, incluidas en el LIC/ZEPa Ría del Eo (ES1200016). Se trata de dos lagunas con importante presencia de aves acuáticas, muchas de ellas migradoras, que utilizan estas lagunas como zona de refugio, descanso y alimento.

Estos sistemas lagunares presentan la flora característica de los humedales, con abundantes cañaverales y juncuales, praderas higrófilas y algunos fragmentos de saucedas (*Salix atrocinerea*). La laguna de Arnao es una charca seminatural rodeada por vegetación característica de las saucedas y alisedas pantanosas. Está en contacto con el área recreativa que recibe el mismo topónimo y en la que hace años se plantaron numerosas especies alóctonas de jardinería. La masa arbórea dominante del área recreativa estaba constituida por grandes individuos de *Pinus radiata* y otras especies exóticas forestales. En relación con los pinares, la procesionaria del pino produce ocasionalmente algunos problemas de salud. A poca distancia y conectada por un riachuelo que pasa entre los campos de cultivos nos encontramos con la Laguna de Villadún, un humedal natural rodeado por áreas cultivadas y que ofrece una vegetación rica en plantas emergentes que soportan un encharcamiento prolongado y con zonas donde medra la vegetación típica de las saucedas y alisedas pantanosas atlánticas.

En ambas lagunas hay un posible problema de exceso de nutrientes aportados por las zonas agrícolas próximas y que se acumulan en estos humedales. Esto ha favorecido, sobre todo en la laguna de Arnao, el crecimiento en la lámina de agua de la pequeña planta flotante invasora *Lemna minuta*.

OBJETIVOS

El objetivo de las actuaciones es la mejora ambiental de estos enclaves, mediante la eliminación de las especies alóctonas arbóreas y el control de las alóctonas herbáceas. Paralelamente se realizará una plantación de especies arbóreas y arbustivas nativas capaces de crecer en condiciones de humedad edáfica alta. Estas condiciones se encuentran mayoritariamente en las áreas que bordean las dos lagunas, y son aptas para el desarrollo de una variante pantanosa de las alisedas atlánticas, actualmente asimiladas en el hábitat de interés comunitario 91E0*.

ACTUACIONES REALIZADAS

La acción de mejora ambiental de las lagunas de Arnao y Villadún del proyecto LIFE Fluvial, comenzó en el 2018, con las visitas técnicas realizadas por personal de Tragsa, acompañado por personal de la Universidad de Oviedo y de InterEo. Estas visitas, establecieron las bases técnicas para el diseño de las actuaciones, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en los trabajos de la acción preparatoria (cartografía de vegetación y georreferenciación de EEI (Sanna *et al.*, 2018a), análisis hidromorfológico, (Fernández García *et al.*, 2018), Protocolo de eliminación de especies invasoras (Sanna *et al.*, 2018b) y proyecto técnico (Ramil Rego *et al.*, 2018; García Manteca *et al.*, 2019).

Las actuaciones se llevaron a cabo en dos fases, siguiendo lo establecido en el Proyecto Técnico para la mejora del Estado de Conservación de las Lagunas de Arnao-Villadún (ZEC/ZEPa Ría del Eo ES1200016) y en el anexo que incluye el Desarrollo de las propuestas de actuación (Ramil Rego *et al.*, 2018; García Manteca *et al.*, 2019). En una primera fase se realizó el acondicionamiento del terreno y la eliminación de las especies invasoras, estrictamente sin utilizar métodos químicos, siguiendo las indicaciones del Protocolo de eliminación de especies invasoras (Sanna *et al.*, 2018a). En la segunda fase se llevó a cabo la restauración forestal con las plantaciones de especies propias del hábitat 91E0*.



El marco de plantación se hizo al azar y se dio continuidad a las formaciones arbóreas presentes en las lagunas, con el objetivo de crear una dinámica de especies lo más natural posible.



Figura 7.4.1. Ampliación del límite de la laguna de Arnao para la restauración de su ribera (izquierda) y situación del área con restauración pasiva (derecha).

En la primera fase, en la laguna de Arnao, se movió el cordón que delimita la laguna en el borde en contacto con el área recreativa, de cara a disponer de una mayor superficie para incrementar el hábitat objetivo con la plantación de especies leñosas autóctonas propias del mismo (Figura 7.4.1) y la incorporación de otras especies de forma pasiva desde el borde lagunar. En esta fase el equipo de trabajo centró sus esfuerzos en la eliminación de la especie exótica invasora *Lemna minuta*. Para su eliminación se utilizó una lancha neumática desde la que varios operarios con sacaderas de pesca de malla fina fueron retirando y almacenando la planta en big-bags (Figura 7.4.2). En total se sacaron 3,88 t de peso seco que fueron destinadas a una planta especializada para su valorización como residuo y posterior tratamiento para la obtención de fertilizante agrícola.



Figura 7.4.2. Retirada de *Lemna minuta* en la laguna de Arnao

Posteriormente, en Arnao, se talaron numerosos pies de plantas alóctonas arbóreas (varias coníferas, chopos y otras ornamentales) con ayuda de maquinaria autopropulsada, más concretamente un autocargador con cabrestante que ayudó a los trabajadores en las labores de apeo y apilado de la madera (Figura 7.4.3). El tamaño de las especies leñosas eliminadas varió desde los 5 m de altura y 15 cm de diámetro de los *S. babylonica* hasta los 15 m de altura y 40 cm de diámetro de los *P. radiata*. Toda la madera obtenida de esta actuación se transportó para su gestión a una planta de procesamiento especializada. También fueron eliminados individuos de porte arbustivo de numerosas especies exóticas de jardinería (*Tamarix gallica*, *Yucca* sp., *Pittosporum* sp., etc.), y se actuó en la eliminación de invasoras herbáceas en unos 140 m² de superficie (Figura 7.4.3). Estas labores se llevaron a cabo de forma manual, arrancando las plantas de raíz y utilizando la motosierra cuando fuera necesario en especies leñosas.

En la laguna de Villadún se comenzó con el control de la principal especie invasora presente en esta área, la *Delairea odorata*, por lo que fue necesario un desbroce en todo el sector oriental de la laguna, al crecer esta invasora entremezclada con las zarzas en una superficie de aproximadamente 2100 m². Los restos



vegetales fueron depositados en big-bags para su transporte y valorización como residuo. Asimismo, se procedió a la eliminación de una pequeña población de *Crocasmia* × *crocosmiiflora* y un individuo de *Zantedeschia aethiopica*. En fechas posteriores, dado el rápido crecimiento de *Delairea odorata* se procedió al repaso de las áreas invadidas por esta especie y a la eliminación de otras exóticas invasoras que se encontraron de forma puntual.



Figura 7.4.3. Retirada de coníferas y otras ornamentales en la laguna de Arnao

En la segunda fase de las actuaciones en ambas lagunas, en los meses de marzo y abril de 2019 se procedió a las primeras plantaciones de especies características del hábitat 91E0*. Se pusieron estaquillas de sauce ceniciento en diferentes áreas de ambas lagunas que enraizaron rápidamente permitiendo el desarrollo de una primera franja de vegetación arbustiva (Figura 7.4.4). En junio se reforzó la plantación con plántones de *Acer pseudoplatanus* y *Betula celtiberica* en la laguna de Arnao y durante el mes de noviembre se hizo el resto de la plantación en ambas lagunas. En total se estaquillaron más de 1100 individuos de *Salix atrocinerea* y se colocaron, con tutores y protectores, 245 plántones de *Fraxinus excelsior*, 45 de *Acer pseudoplatanus* y 52 más de *Laurus nobilis*, *Betula celtiberica* y de *Corylus avellana*.



Figura 7.4.4. Situación en del borde de la laguna de Villadún previamente a la plantación (izquierda) y dos años después de la misma (derecha).

En los siguientes años se realizaron refuerzos de la plantación y los trabajos de roza entorno a los arbolillos plantados anteriormente. También se llevaron a cabo trabajos de reposición de marras, y se actuó en algunos rebrotes de plantas exóticas

Se observó que los protectores podían dañar ocasionalmente el arbolillo al girar, por acción del viento, sobre su eje de fijación (Figura 7.4.5). Dado que en la zona no hay herbivoría patente se decidió retirar los

protectores, en lugar de anclarlos en dos posiciones. Se dejaron los tutores para marcar la posición de los árboles plantados y facilitar las tareas de limpieza posteriores.



Figura 7.4.5. Efecto del protector, mal anclado, sobre la planta (izquierda) y labores de retirada del protector y limpieza de la planta manteniendo el tutor (derecha).

Todas las actuaciones realizadas en estos enclaves han permitido reducir y eliminar las presiones existentes sobre el hábitat 91E0* y zonas anexas, mejorando el grado de conservación del mismo en 0,66 ha. Asimismo, una vez que los individuos plantados se desarrollen y se conformen como bosque aluvial se incrementará la superficie de hábitat 91E0* en 0,45 ha. Esto se traducirá en la mejora de la función de conectividad que muestran ambas lagunas como enclaves estratégicos para las aves debido a su proximidad a la costa y la ría del Eo.

Por otro lado, se instaló un observatorio de aves en la laguna de Villadún y carteles informativos del proyecto, para la difusión de los objetivos del proyecto y el conocimiento de los valores naturales de la zona.

Seguimiento

Durante las tareas de seguimiento de la restauración, utilizando el indicador de Afección por Exóticas Invasoras (AEI) (García de la Fuente *et al.*, 2022), se detectó una reducción del impacto que tienen las plantas exóticas invasoras en las dos lagunas reduciéndose el AEI de un valor de 3,5 a 0,5. También se espera aumentar la superficie del bosque higrófilo de unas 0,3 ha iniciales a unas 0,8 ha al final del proyecto, fruto de la plantación realizada que se irá consolidando y expandiendo con el tiempo.

LECCIONES APRENDIDAS

Para evitar periodos de estrés hídrico o térmico en los plantones y mejorar la tasa de supervivencia es importante seleccionar adecuadamente la época de plantación. En las zonas donde hay un fuerte crecimiento de especies escandentes como las zarzas (*Rubus* spp.) o pioneras de rápido crecimiento como el helecho común (*Pteridium aquilinum*), es necesaria una roza periódica de unos 50 cm alrededor de cada planta para evitar que estas plantas sombreen o cubran por completo los plantones, y ahoguen las jóvenes plantas o produzcan una fuerte elongación del tallo. Esta tarea se realizará por lo menos durante los primeros años de seguimiento de las plantaciones. Un sombreado menos agresivo producido por otras plantas, principalmente herbáceas, puede sin embargo ser positivo en la época estival, evitando la fuerte insolación sobre la joven planta y una excesiva evapotranspiración. Una vez crecidas (1,5-2 m), las jóvenes plantas pueden competir con la vegetación circundante sin necesidad de desbroce continuado.



7.5 MEJORA DE LA CONECTIVIDAD EN HUMEDALES LACUNARES DE TERRA CHÁ

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003) juega un importante papel en la conservación de la biodiversidad de la Red Natura 2000 del NW peninsular. Se sitúa dentro de la unidad paisajística denominada “Llanuras y valles interiores” (Ramil Rego et al. 2005a), presentando una gran homogeneidad tanto desde el punto de vista geológico como geomorfológico, configurando una gran depresión conocida localmente como A Terra Chá. Este espacio es uno de los que posee un mayor valor para la conservación de los corredores fluviales y humedales continentales, ya que alberga un importante complejo húmedo en el que los principales ríos se encuentran interconectados a un profuso sistema de lagunas, turberas y zonas higrófilas. Esto ha motivado que la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003) cuente con diversas figuras de áreas protegidas (Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2010; Ferreiro da Costa & Ramil-Rego 2015, 2018, 2022; Ramil-Rego et al. 2021), habida cuenta de los valores naturales y culturales que alberga (Ramil-Rego et al. 2005b; Ramil-Rego & Crecente Maseda 2005, 2009; Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2014, 2016), prestando importantes servicios ecosistémicos (Ramil-Rego et al. 2011, Ferreiro da Costa et al. 2011).

El conjunto de corredores fluviales de la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003) actúa de nexo de unión con diversos tipos de humedales del territorio, estableciendo flujos genéticos y de especies entre ambos. Un claro ejemplo de los mismos es la Lagoa do Rei, un ecosistema lacunar situado en el municipio de Rábade. La laguna se encuentra rodeada de bosques aluviales (91E0*) en todo su perímetro salvo en su borde oriental, acompañados de herbazales higrófilos, bosques de robles caducifolios, y agrosistemas tradicionales de elevado valor de conservación para la biodiversidad. De este modo, el ecosistema lacunar de la Lagoa do Rei actúa como punto de enlace para el intercambio genético y la distribución geográfica de las especies de flora y fauna silvestres. Sin embargo, la identificación de diversas amenazas y problemas de conservación, como la presencia de especies exóticas invasoras, la ausencia de una transición ecotónica entre los medios acuáticos y terrestres, o la pérdida de continuidad en el hábitat 91E0*, constituían una amenaza para el mantenimiento del estado de conservación de los hábitats de corredores fluviales en este enclave.

OBJETIVOS

Esta acción persigue la puesta en marcha una serie de actuaciones que permitan mejorar el estado de conservación de los bosques húmedos (91E0*) en la Lagoa do Rei, humedal continental lacunar ubicado en la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003). Los trabajos incluirán la eliminación de especies exóticas, la adecuación topográfica del borde lacunar y la restauración de la cubierta vegetal del hábitat prioritario 91E0*. El resultado de la ejecución de esta acción es la mejora del estado de conservación de 2,0 ha de bosques aluviales (91E0*).

ACTUACIONES REALIZADAS

Previamente a la ejecución de las actuaciones, se realizó un diagnóstico de los enclaves de actuación, mediante evaluación del estado de conservación del hábitat objetivo 91E0* (Ramil Rego *et al.*, 2018a), elaboración de cartografía de vegetación, visitas técnicas para la identificación y marcado de las zonas de actuación, y proyecto técnico de actuación (Ramil Rego *et al.*, 2018c). Este documento constituyó, además, la documentación básica para la solicitud de autorización de los organismos con competencias en el tramo fluvial en cuestión (organismo de cuenca, organismo competente en materia de patrimonio natural). De

acuerdo a dicho proyecto técnico, las actuaciones se llevaron a cabo en cuatro años consecutivos (2018, 2019, 2020 y 2021).

Durante el año 2018, la primera fase de los trabajos en la Lagoa do Rei (ZEC Parga-Ladra- Támoga, ES1120003) contempló la eliminación de más de 250 individuos de *Populus x canadensis*, de los cuales la mayor parte eran pies de grandes dimensiones (más de 20 metros de altura, y 50 centímetros de diámetro), que producían semilla viable, por lo que estaban actuando como foco de invasión a los ecosistemas naturales próximos. El apeo y retirada de estos grandes árboles se realizó sin causar afecciones sobre los ecosistemas naturales, para lo cual se siguió una cuidadosa metodología específicamente diseñada para evitar impactos sobre la integridad del humedal.



Figura 7.5.1. Apeos dirigidos y eliminación parcial de copas de *Populus x canadensis*, previa al apeo del fuste completo.

En primer lugar se procedió a realizar una poda en altura, accediendo con una plataforma en grúa desde la que se realizó un aclarado de las copas, permitiendo reducir el volumen de madera a apea desde la base. Una vez se aseguró que el volumen de madera en pie permitía el apeo con garantías, se procedió en segundo lugar a hacer el corte desde la base. En todo momento se buscaron trayectorias seguras, evitando afecciones sobre los hábitats naturales o sobre núcleos poblacionales de especies de interés para la conservación. Los árboles fueron troceados in situ en trozas de pequeñas dimensiones, para facilitar su saca. Para ayudar en su retirada se empleó un tractor forestal con pluma, que cargó toda la madera desde los caminos ya existentes, de manera que no se causó ninguna afección sobre los componentes clave para la conservación de este emblemático espacio rabadense. También fueron eliminadas otras especies exóticas, como 20 individuos de *Pinus radiata* de reducidas dimensiones (un promedio de 7 metros de altura y 12 cm de diámetro). La madera de las especies exóticas leñosas eliminadas fue cedida con fines sociales a los vecinos de Rábade.



Figura 7.5.2. Vista parcial de bosque higrófilo (91E0*) en el que se ha hecho eliminación de especies invasoras arboladas en A Lagoa do Rei, y saca de madera mediante tractor autocargador transitando por los caminos del enclave.



Durante el año 2019 se realizaba la adecuación y mejora de la accesibilidad de los equipamientos divulgativos en el entorno de la laguna, refuerzo del aislamiento y protección de la laguna frente a los visitantes, e instalación de un dispositivo disuasorio para vehículos que solamente permite el acceso peatonal al observatorio. Con ello se mejoraba la función divulgativa y se fomentaban las labores de educación y sensibilización ambiental de un modo más racional. Asimismo, aprovechando la época de aguas bajas, durante los últimos meses del verano se procedía a la corrección topográfica del borde lacunar, suavizando la pendiente de éste a fin de favorecer un medio ecotónico más amplio entre medios acuáticos y terrestres, y por tanto el mantenimiento de su encharcamiento durante un mayor período de tiempo, evitando que en verano se produzca un estiaje demasiado acelerado en esa zona, redundando en una mejor recuperación del hábitat 91E0*. Los últimos trabajos desarrollados durante el año 2019 concluían con la restauración de la cubierta vegetal del hábitat 91E0*, mediante la plantación de sus especies características (*Salix atrocinerea*, *Fraxinus excelsior*, *Betula pubescens*, *Quercus robur*), mejorando su estado de conservación e incrementando su conectividad con el resto de hábitats.



Figura 7.5.3. Período de recarga y llenado completo de la laguna tras la corrección topográfica del borde.

Durante el año 2020 se ha llevado a cabo trabajos de reposición de marras en las plantaciones con especies características del hábitat 91E0*, para la mejora de su estado de conservación e incrementar la conectividad con otros hábitats naturales. Las visitas para realizar las plantaciones han permitido que el personal realizase, de forma puntual, el control manual del rebrote (cada vez más débil) de algunas de las especies exóticas invasoras que habían sido objeto del proyecto.



Figura 7.5.4. Creación de un cordón ripario (91E0*) en la parte occidental de la laguna.

La prórroga solicitada por LIFE FLUVIAL, que extendía la duración del proyecto desde septiembre de 2021 a diciembre de 2022, ha posibilitado que durante el otoño de 2021 se haya evaluado, y finalmente ejecutado, la realización de una actuación complementaria, y muy valiosa, para el estado de conservación del humedal, que surgía como consecuencia del encuentro mantenido en primavera de 2021 a pie de la laguna con el Centro de Enseñanza Santo Anxo, como entidad propietaria y gestora de los predios que la rodean. En la parte occidental de Lagoa do Rei, donde el proyecto no había planteado trabajar, debido a la presencia

adyacente de un prado de siega activo, se realizaba una plantación perimetral a la laguna, con estacas de *Salix atrocinerea*, tratando de conformar un cordón ripario continuo por esa parte de la laguna, que complete y conecte el bosque de la zona Norte con la zona Sur, e igualmente que permita crear un buffer de protección de la laguna, que será preservado de la siega, de forma que ahí puedan desarrollarse comunidades higrófilas de borde de la laguna.



Figura 7.5.5. Adecuación y regulación del uso público en el entorno lacunar y transferencia de los resultados de LIFE FLUVIAL para su replicación por los organismos competentes.

Seguimiento

Durante las tareas de seguimiento de esta acción, se ha verificado la eliminación de las presiones detectadas, fundamentalmente por la eliminación de las especies exóticas invasoras presentes al comienzo de la actuación. Las plantaciones realizadas han fomentado el aumento de la superficie ocupada por el bosque higrófilo, así como una mejora de la composición y estructura del hábitat 91E0* debido a un aumento de la presencia de las especies características del mismo. La mejora del ecotono entre los medios acuáticos y terrestres, así como la creación de un nuevo cordón ripario que conecte el bosque de la zona Norte con la Sur, y que permita preservar el borde lacunar de la siega anual, permiten una mejora de la funcionalidad del ecosistema acuático, y por tanto la mejora de las perspectivas futuras del humedal.

LECCIONES APRENDIDAS

La actuación de LIFE FLUVIAL en A Lagoa do Rei ha sido siendo modélica y ejemplarizante, en cuanto a adecuación de las obras a la fragilidad de los medios lacunares en los que se desarrollan. Las actuaciones han contribuido a eliminar las presiones y amenazas existentes sobre los hábitats objetivo, permitiendo por tanto el restablecimiento de su estado de conservación favorable. El proyecto ha actuado con precisión quirúrgica, con intervenciones de baja intensidad, respetando el entorno y por tanto sin causar una afección significativa sobre los componentes clave del ecosistema, convirtiendo al proyecto en una experiencia altamente replicable, ya que el modelo de gestión propuesto puede ser perfectamente exportado a otras áreas y ecosistemas de elevada fragilidad donde realizar cualquier actuación requiera de un gran cuidado, experiencia y habilidad para no afectar a los componentes naturales.

La implicación de todos los agentes locales ha permitido que el proyecto esté fuertemente apoyado y participado, como el Ayuntamiento de Rábade, la Asociación Gallega de Custodia del Territorio, el Centro de Enseñanza Santo Anxo, y los numerosos vecinos a los que el proyecto les cede con fines sociales a madera de las especies exóticas leñosas eliminadas.

La actuación, basada en acciones de baja intensidad, es modélica y ejemplar, en cuanto a la adecuación de los obras a la fragilidad del medio lacunar, que respetan el entorno y no causan afecciones significativas sobre los componentes clave del ecosistema.

7.6 GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS BOSQUES HIGRÓFILOS EN EL EMBALSE DE CECEBRE

INTRODUCCIÓN

La ZEC Encoro de Abegondo-Cecebre (ES1110004) se delimita en torno al área donde se ubica el Embalse de Cecebre, que recoge las aguas de los ríos Mero y Barcés, prolongándose la ZEC por los tramos de ambos cursos fluviales situados inmediatamente aguas arriba del embalse. Su superficie es de algo menos de 500 ha, repartidas entre los municipios de Abegondo, Cambre, Betanzos, Carral y Oza-Cesuras. En la actualidad, esta ZEC juega un importante papel en la conservación de la biodiversidad de la Red Natura 2000 del NW peninsular. Este espacio posee un notable valor para la conservación de los corredores fluviales, ya que la unión de Mero y Barcés conforma un complejo con una notable diversidad de tipos de hábitat, entre los cuales destaca una excelente representación de bosques húmedos (91E0*). Este mosaico de hábitats presenta una elevada diversidad fitocenótica que se traduce en una elevada profusión de especies de interés para la conservación. Esto ha motivado que la ZEC Encoro de Abegondo-Cecebre (ES1110004) cuente con diversas figuras de áreas protegidas (Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2010, 2014, 2016; Ferreiro da Costa & Ramil-Rego 2015, 2018, 2022; Ramil-Rego et al. 2021), prestando importantes servicios ecosistémicos (Ramil-Rego et al. 2011, Ferreiro da Costa et al. 2011).

Sin embargo, la presencia de antiguos cercados que mermaban la migración y el intercambio genético de las especies silvestres, la existencia de zonas ocupadas por especies exóticas con potencial invasor (*Acacia dealbata*, *Robinia pseudoacacia*, *Cortaderia selloana*, etc.), o la presencia de focos de basura en varios puntos del entorno del embalse, constituyen una amenaza para la composición y estructura del tipo de hábitat 91E0*.

OBJETIVOS

Esta acción persigue la puesta en marcha de una serie de actuaciones que permitan la mejora del estado de conservación de 8,6 ha de bosque higrófilo en el entorno del Embalse de Cecebre (ZEC Encoro de Abegondo-Cecebre, ES1110004). Los trabajos incluirán retirada de un antiguo vallado, la eliminación y control de especies exóticas invasoras, la restauración de 8,6 ha de bosque higrófilo (91E0*) y la eliminación de diversos focos de basura difusa en los alrededores del Embalse de Cecebre.

ACTUACIONES REALIZADAS

Previamente a la ejecución de las actuaciones, se realizó un diagnóstico de los enclaves de actuación, mediante evaluación del estado de conservación del hábitat objetivo 91E0* (Ramil Rego et al., 2019a), elaboración de cartografía de vegetación, visitas técnicas para la identificación y marcado de las zonas de actuación, y proyecto técnico de actuación (Ramil Rego et al., 2019b). Este documento constituyó, además, la documentación básica para la solicitud de autorización de los organismos con competencias en el tramo fluvial en cuestión (organismo de cuenca, organismo competente en materia de patrimonio natural). De acuerdo con dicho proyecto técnico, las actuaciones se llevaron a cabo en tres años consecutivos (2020, 2021 y 2022).

La primera fase de los trabajos comenzaba durante el año 2020, con la retirada de un antiguo vallado de la propiedad que en la actualidad es titularidad del Ayuntamiento de A Coruña. Este vallado presentaba un deficitario estado, roto en algunos puntos, y oxidado o rajado en otros. Debido a este mal estado, el vallado ya no cumplía la función para la que fue instalado, e igualmente dificultaba la permeabilidad para las especies silvestres. Para ello se han realizado trabajos de roza manual, desmontado manual del vallado,



carga y su posterior transporte. Los materiales retirados han sido gestionados como un residuo, de modo que han sido enviados a un vertedero autorizado, con los correspondientes costes de gestión. La retirada de esta valla ha mejorado el papel que desempeña el embalse como punto de enlace esencial para la migración y el intercambio genético de las especies silvestres, favoreciendo su conectividad.



Figura 7.6.1. Eliminación manual de *Populus x canadensis* y *Crococsmia x crocosmiiflora*.

Posteriormente, se ha iniciado la eliminación y control de especies exóticas invasoras, que constituían una amenaza para el mantenimiento del estado de conservación favorable del hábitat 91E0*, mediante el empleo de medios manuales de forma preferente. El procedimiento de eliminación de invasoras no ha contemplado el empleo de métodos químicos y ha seguido el principio de cautela ambiental, por lo que las actuaciones se han realizado a pequeña escala, de forma manual o mecanizada. Para la ejecución de la eliminación y control de estas especies, se ha seguido el protocolo de eliminación de especies invasoras elaborado por el propio proyecto (Sanna et al. 2018). De acuerdo a dicho protocolo, las especies invasoras arbóreas (*Eucalyptus* spp., *Acacia melanoxylon*, *Acacia dealbata*, *dealbata*, *Populus x canadensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Pinus* spp.) eran apeadas y troceadas mediante métodos manuales, cargadas a camión y enviadas a gestor de residuos. La presencia de plumero de la pampa (*Cortaderia selloana*), aunque escasa, se ha mostrado importante en algunos núcleos, presentando individuos de grandes dimensiones. Éstos han sido retirados mediante medios mecanizados, empleando una retroexcavadora equipada con pinza bivalva, que ha arrancado y acopiado los individuos del plumero en una pila, donde han perdido humedad, y una vez secos se han cargado en camión y enviado a gestor de residuos autorizado. El desarrollo de esta actuación se ha prolongado durante los años 2021 y 2022, eliminando y controlando el rebrote de las especies exóticas invasoras que han rebrotado tras el parón invernal.



Figura 7.6.2. Eliminación manual de *Robinia pseudoacacia* y mecanizada (arranque) de *Acacia dealbata*.



Paralelamente a la retirada de especies exóticas invasoras, desde el último tercio del año 2020 se ha procedido a la ejecución de los trabajos de restauración del bosque aluvial (91E0*), mediante la repoblación con especies características de la cubierta vegetal del mismo, permitiendo la conectividad con el bosque aluvial del resto de la ZEC. Las plantaciones con especies características del hábitat 91E0* han empleado planta que ha sido generada previamente por el proyecto LIFE FLUVIAL a partir de material forestal de reproducción de procedencia local, evitando así la introducción de ecotipos foráneos que puedan causar contaminación genética, servir de vectores para plagas y enfermedades, etc.



Figura 7.6.3. Eliminación mecanizada de Cortaderia selloana en los alrededores del Embalse de Cecebre.

En total se han plantado un total de 4.600 efectivos de las especies características del hábitat 91E0*, de forma manual, con ayuda de un plantamón. Las especies procedentes de semilla han sido *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Quercus robur* y *Betula celtiberica*, que han sido complementadas por el empleo de estaquillas de *Salix atrocinerea*, obtenida mediante la poda de individuos del bosque aluvial contiguo. El empleo de estaquillas de sauce ha permitido una rápida cobertura vegetal, reforzando su función protectora con respecto a las otras especies, procedentes de semilla, que presentan crecimientos más lentos en sus estadios iniciales. Dada la problemática generada por *Phytophthora* spp. sobre los especímenes de *Alnus glutinosa*, se ha considerado conveniente no introducir material de esta especie.



Figura 7.6.4. Plantación de especies características del hábitat 91E0* procedentes de semilla y estaquilla.

De forma complementaria a las operaciones anteriores, se ha realizado la eliminación manual de acopios de basura que eran identificados en una serie de puntos del contorno del embalse de Cecebre, en los cuales se habían ido acumulando residuos de diversa índole (alambradas, cables, electrodomésticos, materia orgánica, etc.), afectando al estado de conservación de los ecosistemas naturales y seminaturales

de la ZEC. Tras la eliminación manual de estos residuos, éstos han sido posteriormente transportados a un gestor autorizado, para el adecuado tratamiento de los mismos.

Seguimiento

El desarrollo de las visitas de monitoreo de la actuación en Cecebre han posibilitado la verificación de la eliminación de las amenazas sobre el hábitat 91E0*, principalmente a través de la eliminación y control de las especies exóticas invasoras presentes al comienzo de la actuación. La restauración del tipo de hábitat 91E0* mediante la plantación de sus especies características han posibilitado el aumento de la superficie ocupada por el mismo y una mejora de la composición y estructura de los bosques higrófilos en el entorno del embalse. Disponer de un corredor verde alrededor del vaso del embalse, formando un buffer de protección que funcione como filtro verde y mejore la conectividad de los ecosistemas naturales, fomentando la transición ecotónica entre los medios húmedos y terrestres, refuerza la función del embalse como punto de enlace esencial para la migración y el intercambio genético de las especies silvestres, convirtiéndolo en un ecosistema más resiliente.

LECCIONES APRENDIDAS

La implicación de todos los agentes implicados en la gestión del Embalse de Cecebre como beneficiarios asociados del proyecto LIFE FLUVIAL, ha posibilitado la ejecución de una actuación que ha seguido los principios de cautela necesarios en un espacio Natura 2000, e igualmente adecuada a las necesidades de la gestión del embalse para el abastecimiento de agua, permitiendo además la puesta en marcha de las medidas de contingencia necesarias para la solución de todo tipo de imprevistos que han podido tener lugar durante la ejecución de la misma. La implicación como beneficiario asociado de EMALCSA, empresa que gestiona el funcionamiento del Embalse de Cecebre favoreciendo la formación de un biotopo en el que se ubican las biocenosis objeto de restauración por LIFE FLUVIAL, ha posibilitado la puesta a disposición del personal y medios necesarios para que el desarrollo de las actuaciones fuese realizado acorde a las necesidades de abastecimiento y gestión integrada de los recursos hídricos, aportando de primera mano todos los datos relativos al manejo de la lámina de agua y las zonas inundadas. De este modo, previamente al desarrollo de las actuaciones se realizaba un levantamiento topográfico con replanteo de la máxima cota previsible de inundación del embalse, para definir y delimitar de forma precisa las zonas de restauración, rechazando algunas de las áreas inicialmente previstas, pero incorporando nuevas superficies en las que a priori no se esperaba actuar. Esto ha posibilitado aumentar el impacto del proyecto hasta las 24,1 ha de mejora del hábitat 91E0*, y por tanto incrementar los beneficios ambientales del proyecto sobre el estado de conservación de los bosques higrófilos que rodean al embalse.

Por su parte, la Asociación de Desenvolvimento Rural Mariñas-Betanzos (ADRM), gestora de la Reserva de Biosfera "Mariñas Coruñesas e Terras do Mandeo", ha prestado asesoría técnica necesaria para asegurar que la actuación sea desarrollada de acuerdo a los condicionantes socioeconómicos del territorio. Los trabajos de restauración y suministro de planta forestal han sido realizados por la empresa pública TRAGSA, en su condición de beneficiario asociado al proyecto debido a su dilatada experiencia en la ejecución de obras y servicios de conservación ambiental, y a que poseen instalaciones propias de producción de planta forestal. Igualmente beneficiosa ha sido la participación del IBADER de la USC, como redactor de los criterios de identificación, diagnóstico, valoración y gestión de los hábitats y especies albergados en la Red Natura 2000 (Ramil Rego et al. 2008a, b), así como del Plan Director de la Red Natura 2000 de Galicia (Ramil Rego et al. 2012), prestando la asesoría científica necesaria para fomentar que la ejecución de los trabajos se haya desarrollado para fomentar la conectividad de los hábitats naturales y evitar el deterioro de valores del área (hábitats y especies de interés comunitario).



7.7 RESTAURACIÓN DE HABITATS NATURALES EN EL CORREDOR FLUVIOESTUARINO DEL MANDEO

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la ZEC Betanzos-Mandeo (ES1110007) juega un importante papel en la conservación de la biodiversidad de la Red Natura 2000 del NW peninsular. Este espacio posee un notable valor para la conservación de los corredores fluviales, ya que alberga importantes tramos fluviales de la cuenca de los ríos Mandeo y Mendo, con una notable diversidad de tipos de hábitat. Este mosaico de hábitats presenta una elevada diversidad fitocenótica que se traduce en una elevada profusión de tipos de hábitats y especies de interés para la conservación. Esto ha motivado que la ZEC Betanzos-Mandeo (ES1110007) cuente con diversas figuras de áreas protegidas (Ramil-Rego & Ferreiro da Costa 2010, 2014, 2016; Ferreiro da Costa & Ramil-Rego 2015, 2018, 2022; Ramil-Rego et al. 2021), prestando importantes servicios ecosistémicos (Ramil-Rego et al. 2011, Ferreiro da Costa et al. 2011).

Desde mediados de la década de 1970, el margen izquierdo del corredor fluvioestuarino del río Mandeo, dentro de terrenos del Concello de Bergondo, era ocupado parcialmente por dos áreas para la instalación de equipamientos recreativos y deportivos. La ocupación de estas áreas provocaba la transformación de los hábitats naturales propios del ecosistema fluvioestuarino, en áreas artificializadas, sin valor de conservación. El abandono de estas áreas desde la década de los 1990s favorecía su ocupación y paulatina colonización por formaciones de especies invasoras, constituyendo una afección y amenaza para el mantenimiento del estado de conservación de los hábitats de corredores fluviales, ya que ambas superficies funcionaban como foco emisor de las especies invasoras alojadas en las mismas, a través del contacto por su parte occidental con el resto del bosque aluvial presente en la zona supralitoral del corredor fluvioestuarino, que describe una franja de orientación N-S. El grado de transformación de estas zonas es tal que no es posible su recuperación por medio de los procesos de sucesión natural de los ecosistemas.

OBJETIVOS

Esta acción persigue la puesta en marcha de una serie de actuaciones para la restitución de la funcionalidad del ecosistema y la restauración de 2,1 ha de bosques aluviales (91E0*) del corredor fluvioestuarino del Mandeo (ZEC Betanzos-Mandeo, ES1110007), en el municipio de Bergondo (A Coruña). Los trabajos incluirán la retirada parcial de materiales y equipamientos deportivos establecidos en el corredor estuarino durante la década de 1970, la eliminación de especies exóticas invasoras, la corrección y adecuación de la funcionalidad del espacio, y la restauración de la cubierta vegetal del hábitat prioritario 91E0*.

ACTUACIONES REALIZADAS

Previamente a la ejecución de las actuaciones, se realizó un diagnóstico de los enclaves de actuación, mediante evaluación del estado de conservación del hábitat objetivo 91E0* (Ramil Rego *et al.*, 2018d), elaboración de cartografía de vegetación, visitas técnicas para la identificación y marcado de las zonas de actuación, y proyecto técnico de actuación (Ramil Rego *et al.*, 2018e). Este documento constituyó, además, la documentación básica para la solicitud de autorización de los organismos con competencias en el tramo fluvioestuarino en cuestión (organismo de costas, organismo competente en materia de patrimonio natural). De acuerdo con dicho proyecto técnico, las actuaciones se llevaron a cabo en tres años consecutivos (2020, 2021 y 2022).

La primera fase de los trabajos comenzaba durante el año 2020, con la retirada de los materiales y equipamientos deportivos que habían sido instalados para desempeñar la función para la cual habían sido

establecidas dichas infraestructuras de recreo y ocio: casetas de vestuarios, torre metálica del marcador, las porterías y redes de protección, cierres de alambre, vertidos y basuras, así como otros materiales ajenos a la ZEC. Todos estos materiales presentaban un paupérrimo estado de conservación y mantenimiento, constituyendo un foco de contaminación en el medio natural, debiendo ser retirados para incrementar el valor de las actuaciones a realizar. Para ello se han realizado trabajos de roza manual, desmontado manual y retirada con grúa de los equipamientos deportivos, y carga en 1 camión (23 m3) y su posterior transporte. El acceso a las parcelas mediante la pista que discurre de forma tangencial a las mismas, ha favorecido el acceso de la maquinaria necesaria para los trabajos de desmontaje, carga y transporte del material retirado. Los materiales retirados han sido gestionados como un residuo, de modo que han sido enviados a un vertedero autorizado, con los correspondientes costes de gestión.



Figura 7.7.1. Retirada de materiales ajenos al espacio.

Posteriormente, durante el mismo año 2020 se ha iniciado la eliminación y control de especies exóticas invasoras (*Eucalyptus globulus*, *Populus x canadensis*, *Cortaderia selloana*, *Tamarix gallica*, etc), que constituían una amenaza para el mantenimiento del estado de conservación favorable del hábitat 91E0*. El procedimiento de eliminación de invasoras no ha contemplado el empleo de métodos químicos y ha seguido el principio de cautela ambiental. Para la ejecución de la eliminación y control de estas especies, se ha seguido el protocolo de eliminación de especies invasoras elaborado por el propio proyecto (Sanna et al. 2018).



Figura 7.7.2. Eliminación mecanizada de *Cortaderia selloana* y carga en camión para transporte a gestor de residuos.

El abandono de los equipamientos deportivos ha posibilitado una importante colonización de plumero de la pampa (*Cortaderia selloana*). La presencia de esta especie era muy importante en esta zona, llegándose a retirar 41 individuos de grandes dimensiones, alguno de los cuales superaba los 800 kg de peso, lo cual resulta revelador acerca de la capacidad invasora del plumero, y de la dificultad de su eliminación y posterior



life fluvial
LIFE16 NAT/ES/000773



retirada, sobre todo teniendo en cuenta que los individuos retirados poseían menos de 6 años de edad. Esto redunda en la necesidad de su control periódico por parte de los organismos competentes en su erradicación y monitoreo. Estos individuos de Cortaderia selloana de elevadas dimensiones han sido retirados mediante medios mecanizados, empleando una retroexcavadora equipada con pinza bivalva, que ha arrancado y acopiado los individuos del plumero en una pila, donde han perdido humedad, y una vez secos se han cargado en camión y enviado a gestor de residuos autorizado. En total, en esta localidad LIFE FLUVIAL ha retirado más de 40.000 Kg de biomasa de plumero de la pampa (*Cortaderia selloana*).



Figura 7.7.3. Eliminación manual de especies exóticas invasoras (*Crocosmia x crocosmiiflora*, *Platanus x hybrida*).

Junto a los plumeros han sido retiradas otras especies de flora invasora que contribuían a causar una afección negativa al ecosistema fluvioestuarino. Las especies invasoras arbóreas y arbustivas (*Eucalyptus globulus*, *Populus x canadensis*, *Platanus x hybrida*, *Robinia pseudoacacia*, *Tamarix gallica*) eran apeadas y troceadas mediante métodos manuales. Las especies herbáceas (*Crocosmia x crocosmiiflora*) han sido eliminadas mediante arranque. Toda la biomasa de especies invasoras eliminada ha sido convenientemente retirada, cargada en camión (hasta un total de 3 camiones, 70 m³ en total) para su tratamiento en un gestor de residuos autorizado. El acceso a las parcelas mediante la pista que discurre de forma tangencial a las mismas, ha favorecido el acceso de los camiones para la carga y transporte del material retirado. El desarrollo de esta actuación se ha prolongado durante el año 2021, de forma paralela a las dos siguientes subacciones, mediante la eliminación y control de las especies exóticas invasoras que han rebrotado tras el parón invernal.



Figura 7.7.4. Creación de medios ecotónicos mediante impermeabilización y biotopos húmedos.

Previo a la restauración de los hábitats, ha sido necesaria la restitución de la funcionalidad del ecosistema para favorecer la recuperación de la vegetación natural, a través de una serie de operaciones de corrección topográfica que han permitido reponer el funcionamiento y la conectividad, empleando como modelo la configuración existente en el propio corredor fluvio-estuarino, donde permanecen áreas en las que se

conserva la transición entre la marisma superior con la marisma externa y el bosque aluvial en la parte higrófila. De este modo, mediante medios mecánicos se ha realizado una adecuación de las superficies objeto del proyecto, rompiendo la homogeneidad y artificialidad de la cota que había sido creada con la construcción previa de los equipamientos recreativos y deportivos. Se ha creado un pequeño mosaico de hábitats con biotopos diferenciados en cuanto su profundidad (< 60 cm), que permiten el desarrollo de distintas biocenosis. Las operaciones han comprendido trabajos iniciales de roza manual, para posibilitar la excavación y retirada parcial con maquinaria pesada de materiales someros, para la creación de los biotopos. El material retirado ha sido empleado para reafirmar las sendas que han sido dejadas entre las zonas de restauración. En algunos de los medios ecotónicos más profundos, se ha planteado su impermeabilización con un producto geotextil que ha sido recubierto por el propio material circundante, de modo que se han creado distintos medios diferenciados por su humedad y por la duración de la permanencia de la capa de agua libre.



Figura 7.7.5. Restauración del hábitat 91E0* mediante plantación de sus especies características y creación de senderos interpretativos con dispositivos de control de acceso a vehículos.

Paralelamente a la retirada de especies exóticas invasoras, y la recuperación de la funcionalidad del corredor fluvial, desde el último tercio del año 2020 se ha procedido a la ejecución de los trabajos de restauración del bosque aluvial (91E0*), mediante la repoblación con especies características de la cubierta vegetal del mismo, restituyendo la conectividad con el bosque aluvial del resto del corredor fluvio-estuarino. Las plantaciones con especies características del hábitat 91E0* han empleado planta que ha sido generada previamente por el proyecto LIFE FLUVIAL a partir de material forestal de reproducción de procedencia local, evitando así la introducción de ecotipos foráneos que puedan causar contaminación genética, servir de vectores para plagas y enfermedades, etc. En total se han plantado un total de 6.000 efectivos de las especies características del hábitat 91E0*, de forma manual, con ayuda de un plantamón. Las especies procedentes de semilla han sido *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Quercus robur* y *Betula celtiberica*, que han sido complementadas por el empleo de estaquillas de *Salix atrocinerea*, obtenida mediante la poda de individuos del bosque aluvial contiguo. El empleo de estaquillas de sauce ha permitido

una rápida cobertura vegetal, reforzando su función protectora con respecto a las otras especies, procedentes de semilla, que presentan crecimientos más lentos en sus estadios iniciales. Dada la problemática generada por *Phytophthora* spp. sobre los especímenes de *Alnus glutinosa*, se ha considerado conveniente no introducir material de esta especie.

La plantación ha sido realizada de forma uniforme en las dos zonas objeto del proyecto, si bien el diseño de la misma ha posibilitado dejar un pasillo, a modo de sendero, que entrando desde la pista que discurre por la periferia de la ZEC, entra y sale de las áreas restauradas. La senda tiene una anchura variable, de alrededor de 100 cm, y su firme está conformado por el material retirado con motivo de la corrección de la funcionalidad del espacio, el cual ha sido reafirmado y prensado, sin ningún tipo de recubrimiento. De forma complementaria, en las zonas que el sendero se une a la pista perimetral, se han instalado dispositivos de control de acceso de vehículos, para evitar la entrada de los mismos al trazado del sendero.

Seguimiento

El desarrollo de las visitas de seguimiento ha mostrado una progresión positiva tras la actuación. El proyecto LIFE FLUVIAL ha posibilitado la eliminación de las amenazas sobre el hábitat 91E0*, principalmente a través de la eliminación y control de las especies exóticas invasoras presentes al comienzo de la actuación, y la mejora de la funcionalidad del corredor fluvial. La restauración del tipo de hábitat 91E0* mediante la plantación de sus especies características han posibilitado el aumento de su superficie ocupada y un incremento de la conectividad en el corredor fluvioestuarino.

LECCIONES APRENDIDAS

La ejecución de esta actuación ha posibilitado la recuperación de la naturalidad y funcionalidad como corredor de biodiversidad en dos áreas que con anterioridad presentaban un escaso valor de conservación y funcionaban como foco de origen de especies invasoras al resto del territorio. En este sentido, el proyecto LIFE FLUVIAL se ha revelado como de gran interés para el cumplimiento de los objetivos de conservación en espacios Natura 2000, y en especial en zonas vulnerables de protección costera. La ocurrencia de reiterados episodios lluviosos, incluyendo varias borrascas de gran impacto (Filomena, Hortense, Karim), han ralentizado el desarrollo de algunas de las fases de actuación, aunque la disposición de un equipo técnico con experiencia, conformado por los beneficiarios asociados del proyecto, ha permitido adaptarse a los imprevistos y acometer la actuación de forma satisfactoria.

El diseño de la plantación, que ha posibilitado el establecimiento de un sendero interpretativo, refuerza la función de sensibilización de los valores naturales de la ZEC, así como la difusión de los resultados del proyecto, permitiendo que las zonas restauradas funcionen como áreas de interpretación del patrimonio natural y la biodiversidad, y por tanto favoreciendo una mayor transferibilidad del proyecto a largo plazo.

8. BIBLIOGRAFÍA

- ANGULO, E., BALLESTEROS-MEJIA, L.; NOVOA, A., DUBOSCQ-CARRA, VG., DIAGNE, C.; COURCHAMP, F. 2021 Economic costs of invasive alien species in Spain. *Neobiota* 67, 267-297
- APARICIO, M., GARIJO, E., ROMÁN, E. & SÁNCHEZ, F.J. (COORDS.) (2019). Buenas prácticas en actuaciones de conservación, mantenimiento y mejora de cauces. Dirección General del Agua. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 61 pp.
- ARAUJO, R.; REIS, J.; MACHORDOM, A.; TOLEDO, C.; MADEIRA, J. L.; GÓMEZ, I.; VELASCO, J. C.; MORALES, J.; BAREA, J. M.; ONDINA, P. & AYALA, I. (2009). Las náyades de la península Ibérica. *Iberus*, 27(2): 7–72.
- AZPILICUETA, M.; REY, C.; DOCAMPO, F.; REY, X.L. & CORDERO, A. (2007). A preliminary study of biodiversity hotspots for odonates in Galicia, NW Spain. *Odonatologica* 36(1): 1-12
- BACCHETTA, G., BUENO SÁNCHEZ, A., FENU, G., JIMENEZ ALFARO, B., MATTANA, E., PIOTTO B. & VIREVAIRE, M. (Eds) (2008). Conservación ex situ de plantas silvestres. Principado de Asturias/La Caixa. 378 pp
- BAÑARES, Á.; BLANCA, G.; GÜEMES, J.; MORENO, J. C.; & ORTIZ, S. (Eds.) (2004). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, 1069
- BASTERRETXEA, G., BASTIDA, S., DÍEZ, J.R. & GUTIÉRREZ, J.M. 2019. Ideas Previas y Educación Ambiental: Comparación entre las ideas del alumnado de dos generaciones (1996 y 2013). Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda del País Vasco.
- CALVIÑO-CANCELA, M., RUBIDO-BARÁ, M. & VAN ETTEN, E.J.B. (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest diversity? *Forest Ecology Management* 270: 153-162.
- CAMPRODON, J., FERREIRA, M. & ORDEIX, M. (2012). Restauración y gestión ecológica fluvial. Un manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas. 390 pp.
- CASALS F & SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, J. R. (Eds). 2020. Guía de las especies Exóticas e Invasoras de los Ríos, Lagos y Estuarios de la Península Ibérica. Proyecto LIFE INVASAQUA. Ed. Sociedad Ibérica de Ictiología. 128 p



- CORTES, R. (2008). La importancia de la geomorfología en la rehabilitación de las áreas de ribera. En Arizpe, D., Mendes, A., & Rabaca, J. E. (Coords.). Áreas de ribera sostenibles. Una guía para su gestión (pp.48-63) Valencia. Generalitat Valenciana.
- DE CASTRO LORENZO, A. (2002). Os mamíferos. En Rodríguez Iglesias, F., Galica Natureza. Tomo XXXIX: Zooloxía III. Hércules Ediciones, S.A. A Coruña.
- DEL MORAL, J.C. & MOLINA, B. (Dir.) (2007). Base de datos de aves acuáticas invernantes de España. Dirección general de Conservación de la Naturaleza-Sociedad española de Ornitología/Birdlife. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- DÍEZ, J. 2017. El agua y los ríos. Recursos didácticos para el profesorado. Segundo ciclo de Educación Infantil y primer ciclo de Educación Primaria. Editorial Ledoria.
- DÍEZ, J. R., & IBISATE, A. (2018) Retos y experiencias de restauración fluvial en el ámbito de la Red Natura 2000. Departamento de Medioambiente, Planificación Territorial y Vivienda, Administración de la Comunidad Autónoma de Euskadi. 268 pp.
- DOADRIO, I. (Ed.) (2001). Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid, 364.
- DRISSNER, J.R., HAASE, H.M., WITTIG, S., & HILLE, K. 2014. Short-term environmental education: long-term effectiveness? Journal of Biological Education, 48, 9-15.
- DURÁN, C., NAVARRO, P., PARDOS, M., BALLARÍN, D., MORA, D., MONTORÍO, R. & OLLERO, A. (2010). Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en la cuenca del Ebro. Guía metodológica. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza. 118 pp.
- FERNÁNDEZ GARCÍA, M., FERNÁNDEZ-IGLESIAS, E. & SAÑUDO FONTANEDA L.A. (2018): Acción A1: Estudio Hidrogeomorfológico. Enclaves de actuación de la cuenca del río Eo. Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinador: Jesús Valderrábano Luque. Director del proyecto: Jorge Marquínez García. http://www.lifefluvial.eu/wp-content/uploads/2019/10/Hidrogeomorfo_Eo.pdf
- FERNÁNDEZ GARCÍA, M., SANNA, M. & GARCÍA MANTECA, P. (2019): Acción C3. Informe relativo a las actuaciones de mejora del estado de conservación de las lagunas de Arnao-Villadún (ZEC Ría del Eo ES1200016). Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinador: Pilar García Manteca. Director del proyecto: Jorge Marquínez García. http://www.lifefluvial.eu/wp-content/uploads/2020/03/ActionC3_Report.pdf
- FERNÁNDEZ GARCÍA, M., SANNA, M. & GARCÍA MANTECA, P. (2021): Acción C3. Informe relativo a las actuaciones de mejora del estado de conservación de las lagunas de Arnao-Villadún (ZEC Ría del Eo ES1200016). Actuaciones ejecutadas durante los años 2020 y 2021. Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinador: Pilar García Manteca. Director del proyecto: Gil González Rodríguez http://www.lifefluvial.eu/wp-content/uploads/2021/07/Informe_AccionC3_actualizacion.pdf
- FERNÁNDEZ, J.A. & MARTÍNEZ, C. (2008). Principios básicos de la restauración fluvial. En ARIZPE, D., MENDES, A., & RABACA, J. E. (Coords.). Áreas de ribera sostenibles. Una guía para su gestión- Generalitat Valenciana, Valencia. 192-198.
- FERREIRO DA COSTA, J. & RAMIL-REGO, P. (2015). Implicacións da propiedade da terra na planificación e xestión dos espazos protexidos en Galicia. Recursos Rurais, 11: 19-36.
- FERREIRO DA COSTA, J. & RAMIL-REGO, P. (2018). Biological Conservation and Nature Protection Strategies in Spanish Atlantic Region. In: Bülent Sen (Ed.) Selected Studies in Biodiversity: 25-44. InTech. Rijeka.

- FERREIRO DA COSTA, J. & RAMIL-REGO, P. (2022). Biosphere Reserves of the Spanish Atlantic region: protected areas for the conservation of biodiversity and sustainable development. En: Miranda barros, D. (Ed.): LAND MATTERS Taking Stock and Looking Ahead -Selected experiences in memory of Rafael Crecente. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- FERREIRO DA COSTA, J., RAMIL-REGO, P., GÓMEZ-ORELLANA, L., RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A. (2011). Valoración de servicios ecosistémicos en Galicia: Aplicación en las Reservas de la Biosfera. Monografías do IBADER - Serie Biodiversidade. IBADER. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo. p 203.
- FLOTEMERSCH, J., & AHO, K. 2021. Factors influencing perceptions of aquatic ecosystems. *Ambio*, 50(2), 425-435.
- GALANTE, E. & VERDÚ, J.R. (2000). Los Artrópodos de la "Directiva Hábitat" en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 247.
- GARCÍA DE LA FUENTE, L., GARCÍA MANTECA, P., SANNA, M., FERNÁNDEZ GARCÍA, M., FERNÁNDEZ IGLESIAS E., VALDERRABANO LUQUE, J., TORRALBA BURRIAL, A. & GONZÁLEZ RODRÍGUEZ, G. (2022) Acción D3. Evaluación del impacto del proyecto sobre las funciones ecosistémicas. Informe de los impactos del proyecto sobre las funciones y servicios de los ecosistemas. Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinador: Pilar García Manteca. Director del proyecto: Gil González Rodríguez.
- GARCÍA MANTECA, P., FERNÁNDEZ GARCÍA, M., FERNÁNDEZ PRIETO, J.A., SANNA, M., RAMIL-REGO, P., FERREIRO DA COSTA, J., OREIRO REY, C., LÓPEZ CASTRO, H., GONZÁLEZ BAS, M., RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P.M. & RAMOS ARSENIO, P.M. (2019): Identificación de los Indicadores de seguimiento de las acciones de conservación. Acción A1 "Diagnosis, Análisis territorial e Identificación de Indicadores". Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinadores: Jesús Valderrábano Luque y Pilar García Manteca. Director del proyecto: Jorge Marquínez García.
- GARCÍA MANTECA, P., FERNÁNDEZ GARCÍA, M. & SANNA, M. (2019): Acción A2: Proyecto técnico para la mejora del estado de conservación de las lagunas de Arnao y Villadún (ZEC/ZEPA Ría del Eo ES1200016). Desarrollo de las propuestas de actuación. Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinadores: Pilar García Manteca y Jesús Valderrábano Luque. Director del proyecto: Jorge Marquínez García. http://www.lifefluvial.eu/wp-content/uploads/2019/11/AnexoA2_PropuestaActuacionesC3.pdf
- GARCIA MANTECA, P SANNA, M., CIRES, E., FERNÁNDEZ GARCÍA, M., GONZÁLEZ RODRÍGUEZ, G. (2022). Experiencias de control de plantas exóticas en el LIFE Fluvial in Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras. Libro de resúmenes de EEI2022 VI Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras y I Congreso Ibérico sobre EEI. GEIB Grupo Especialista en Especies Invasoras (ed).GEIB serie técnica N.6.
- GARILLETI R, CALLEJA J A & LARA F. 2012. La vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 638 pp.
- GIBBS JN, VAN DIJK C, WEBBER JF, eds, 2003. Phytophthora Disease of Alder in Europe. Forestry Commission Bulletin 126. Edinburgh, UK: Forestry Commission.
- GOBIERNO DE ESPAÑA, 2021. Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas. 256 pp
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & GARCÍA DE JALÓN, D. (1998). Restauración de ríos y riberas. Fundación Conde del Valle de Salazar y Ed. Mundi-Prensa.



- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & GARCÍA DE JALÓN, D. (2007). Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 318 pp.
- GONZÁLEZ, G., PEDESCOLL, A., AGUADO, R. & MARCOS-PRIMO, C. (2019). Recuperación de la conectividad longitudinal vs especies exóticas invasoras: el caso del Life Cipriber. Restaurarios: III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial. Murcia. 145-152.
- GREGORY, S.V.; BOYER, K.L. & GURNELL, A.M. (Eds.) (2003). The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- HARMON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.J.; SOLLINS, P.; LATTIN, J.D.; ANDERSON, N.H.; GREGORY, S.V.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, J.R.; LIENKAEMPER, G.W.; CROMACK JR., K. & CUMMNINS, K.W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological research*, 15: 133-302.
- HERMIDA, R.J.; LAMAS, J.; GRAÑA, D.A.; RIAL, S.; CERQUEIRA, F.; ARZÚA, M. & SEAGE, R. (2012). Contribución al conocimiento de la distribución de los Murciélagos (O. Chiroptera) en Galicia. *Galemys*, 24: 13-23.
- HERVELLA, F. & CABALLERO, P. (1999). Inventario piscícola dos ríos galegos. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. 126 pp.
- INDUROT (2003). Los estuarios Cantábricos: Perspectiva General. Encargado por la Dirección General de Costas (Ministerio de Medio Ambiente). Inédito.
- KANOUN-BOULÉ M, VASCONCELOS T, GASPAR J, VIEIRA S, DIAS-FERREIRA C, HUSSON C. 2016. *Phytophthora xalni* and *Phytophthora lacustris* associated with common alder decline in Central Portugal. *Forest Pathology*, 46 (2): 174-176.
- KELLER, RP AND PERRINGS, C (2011) International Policy Options for Reducing the Environmental Impacts of Invasive Species *BIOSCIENCE* 61 (12) pp.1005-1012
- LADRERA, R., RODRÍGUEZ-LOZANO, P., VERKAİK, I., PRAT, N., & DÍEZ, J. R. 2020. What do students know about rivers and their management? Analysis by educational stages and territories. *Sustainability*, 12(20), 8719.
- LARA, F., J.A. R. GARILLETI & CALLEJA. 2004. La vegetación de ribera de la mitad norte española. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX. Serie Monografías, 81. Madrid. 536 pp.
- LARA F, GARILLETI R & CALLEJA J A. 2007. La vegetación de ribera de la mitad norte española. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX. 2ª edición. Serie Monografías, 81. Madrid. 536 pp.
- LOIDI, J. (2017a) (Ed.): The vegetation of the Iberian Peninsula. Volume 1. Series Plant and Vegetation 12. Springer. Bilbao.
- LOIDI, J. (2017b) (Ed.): The vegetation of the Iberian Peninsula. Volume 2. Series Plant and Vegetation 13. Springer. Bilbao.
- LOIS, S.; ONDINA, P.; OUTEIRO, A.; AMARO, R. & SAN MIGUEL, E. (2014). The north-west of the Iberian Peninsula is crucial for conservation of *Margaritifera margaritifera* (L.) in Europe. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24: 35–47
- LWRRDC (1999). A Rehabilitation Manual for Australian Streams. Land and Water Resources. Research & Development Corporation (www.lwrrdc.gov.au).
- MADŽULE, L. & BRÜMELIS, G. (2008). Ecology of epixylic bryophytes in Eurosiberian alder swamps of Latvia. *Acta Universitatis Latviensis*, 745: 103–114.
- MAGDALENO F. (2011) Manual de técnicas de restauración fluvial. Edition: 2nd Publisher: Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento Editor: CEDEX ISBN: 978-84-7790-522-6 296 pp

- MAPAMA (2017). Inventario Nacional de la Naturaleza (Bases de datos). Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/>
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. (Eds.) (2003). Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección general de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid, 733.
- MENDES, A. (2008). Diseño de un proyecto. En ARIZPE, D., MENDES, A., & RABACA, J. E. (Coords.). Áreas de ribera sostenibles. Una guía para su gestión. Generalitat Valenciana, Valencia. 170-176.
- MÍGUEZ RODRÍGUEZ, 2002 (2002). Os Equinodermos. En Rodríguez Iglesias, F., Galicia Natureza. Tomo XXXVIII: Zooloxía II. Hércules Ediciones, S.A. A Coruña.
- MIKULYUK A, KUJAWA E, NAULT ME, VAN EGEREN S, WAGNER KI, BARTON M, HAUXWELL J & VANDER ZANDEN MJ (2020) Is the cure worse than the disease? Comparing the ecological effects of an invasive aquatic plant and the herbicide treatments used to control it. *Facets* 5(1):353-366.
- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO.GRUPO DE TRABAJO DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS. COMITÉ DE FLORA Y FAUNA SILVESTRES. (2021) Plan de acción sobre las vías de introducción y propagación de las especies exóticas invasoras en España.
- MITECO (2021). Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterráneas. 355 pp. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Dirección General del Agua. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Madrid.
- MORRIS, G. L. & FAN, J. (2010). Reservoir Sedimentation Handbook, McGraw-Hill Book Co., New York. Electronic version of the original 1998 publication by McGraw-Hill BookCo. 805 pp.
- MUÑOZ-MAS, R., & GARCÍA-BERTHOUE, E. (2020). Alien animal introductions in Iberian inland waters: An update and analysis. *Science of the Total Environment*, 703, 134505.
- OHLSON, M.; SÖDERSTRÖM, L.; HÖRNBERG, G.; ZACKRISSON, O. & HERMANSSON, J. (1997). Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221–231.
- OLLERO, A. (2015). Guía Metodológica sobre buenas prácticas en Restauración Fluvial. Manual para Gestores. Zaragoza, Contrato de río del Matarraña.
- OLLERO OJEDA, A. 2020. Crecidas, inundaciones y resiliencia. Restauración fluvial contra los falsos mitos. Pp. 549-568 en I. López Ortíz et al. (eds) Riesgo de inundación en España: análisis y soluciones para la generación de territorios resilientes. Alacant: Universitat d'Alacant.
- OLLERO, A. & ROMEO, R. (2007). Las alteraciones geomorfológicas de los ríos. Mesas de trabajo de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 96 pp.
- ORADA A. Y ARIZPE (Eds). (2008). Manual de propagación de árboles y arbustos de ribera. Generalitat de Valencia.
- PALMERI, F., SILVÁN, F., & CALÓ, P. (2002). Manual de técnicas de ingeniería naturalística en ámbito fluvial. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno Vasco
- PLEGUEZUELOS, J.M.; MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (Eds.) (2002). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid, 585.
- POPPE, M., WEIGELHOFER, G., & WINKLE, G. 2018. Public Participation and Environmental Education. Pp. 435-458 en S. Schmutz, J. Sendzimir (eds.), Riverine Ecosystem Management. Science for Governing Towards a Sustainable Future. Cham: SpringerOpen.



- POZO-MUÑOZ, M. P., VELASCO-MARTÍNEZ, L. C., MARTÍN-GÁMEZ, C. & TÓJAR-HURTADO, J. C. 2021. ¿Qué sabe el alumnado sobre las problemáticas socio-ambientales del agua y su gestión sostenible? Investigación mixta en Educación Primaria. Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias, 18(3), 3501.
- PRADA MA., CUBERO, D., RUEDA, J. MAGDALENO, F., PÉREZ, F., MARTÍNEZ, R., BELLERA, MC. NICOLÁS, JL., APARICIO, M., TRANQUE, J., HERRERO, A., MARTÍNEZ, S., MARTÍN, E. (2012). Guía técnica para la gestión de materiales forestales de reproducción en la revegetación de riberas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. ISBN: 978-84-491-1211-9. 83 pp
- PURROY, F.J. & VARELA, J.M. (2003). Mamíferos de España. Península, Baleares y Canarias. Lynx Edicions. Barcelona
- RAMIL-REGO, P. & CRECENTE MASEDA, R. (Dirs.) (2005). Plan de Ordenación de los Recursos Naturales. Espacio Natural Protegido Parga-Ladra-Támoga. 2 Tomos. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. LIFE-Naturaleza. IBADER. GI-TTB-EPS. Lugo.
- RAMIL REGO, P. & CRECENTE MASEDA, R. (2009). Alto Miño-Terra Chá. 157 pp. Fundación Comarcal Terra Chá. Lugo.
- RAMIL-REGO, P. & DOMÍNGUEZ CONDE, J. (2006): A Lagoa de Cospeito. Historia e vida dun humidal chairego. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Santiago de Compostela.
- RAMIL-REGO, P. & FERREIRO DA COSTA, J. (2010). Áreas protexidas: século e medio de políticas e actuacións de conservación da Biodiversidade. A situación en Galiza. En: Reflexións en torno ao medio rural: 71-79. Fundación Vicente Risco. Ourense.
- RAMIL-REGO, P. & FERREIRO DA COSTA, J. (2014). As reservas de biosfera de Galicia (NW España). Recursos Rurais Serie Cursos 7, A Reserva de Biosfera dos Ancares Lucenses e Montes de Cervantes, Navia e Becerreá (Lugo), 7: 7-24.
- RAMIL-REGO, P. & FERREIRO DA COSTA, J. (2016). Biodiversidad del corredor fluvial del río Miño: tramo Ponte Ombreiro- Caneiro do Angueiro (Lugo). In: J. Mario Crecente Maseda y Silvia González Soutelo (Eds. Científicos): Dos mil años del balneario de Lugo. Un modelo de activación del patrimonio termal: 65-97. Crecente Asociados. Lugo. p 777.
- RAMIL REGO, P.; VÁZQUEZ JANEIRO, L.; GÓMEZ-ORELLANA RODRÍGUEZ, L.; RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A.; RUBINOS ROMÁN, M. & CILLERO CASTRO, C. (2005b). LIC Parga-Ladra-Támoga. Terras de Pedra e Auga. LIFE 00/NAT/E/7330. 161 pp. INLUDES. Deputación Provincial de Lugo. Lugo.
- RAMIL REGO, P.; RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A.; HINOJO SÁNCHEZ, B.A.; RODRÍGUEZ, P.M.; FERREIRO DA COSTA, J.; RUBINOS ROMÁN, M.; GÓMEZ-ORELLANA, L.; DE NÓVOA FERNÁNDEZ, B.; DÍAZ VARELA, R.A.; MARTÍNEZ SÁNCHEZ, S. & CILLERO CASTRO, C. (2008a). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Descrición e Valoración Territorial. Monografías do Ibader, 2. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- RAMIL REGO, P.; RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A.; FERREIRO DA COSTA, J.; RUBINOS ROMÁN, M.; GÓMEZ-ORELLANA, L.; DE NÓVOA FERNÁNDEZ, B.; HINOJO SÁNCHEZ, B.A.; MARTÍNEZ SÁNCHEZ, S.; CILLERO CASTRO, C.; DÍAZ VARELA, R.A.; RODRÍGUEZ, P.M. & MUÑOZ SOBRINO, C. (2008b). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Fichas descritivas. Monografías do Ibader, 3. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- RAMIL REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; DE NÓVOA FERNÁNDEZ, B.; HINOJO SÁNCHEZ, B. & RUBINOS ROMÁN, M. A. (2011a). Evaluación de servicios de los ecosistemas y biodiversidad en las Reservas de Biosfera de Galicia. En: Las Reservas de Biosfera como estrategia territorial de

sostenibilidad: 11-28. Servicio de Publicacións e Intercambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.

- RAMIL-REGO, P., DE NÓVOA FERNÁNDEZ, B., FERREIRO DA COSTA, J., HINOJO SÁNCHEZ, B.A. & RUBINOS ROMAN, M. (2011b). Medio natural e fluvial (Biodiversidade, Patrimonio Natural, Espazos Naturais). In: A. Meixide Vecino, Fernández Fernández, M. & Marey, F. (Coords.). Plan Estratéxico da Provincia de Lugo. Universidade de Santiago. Fundación Caixa Galicia. Deputación de Lugo. Lugo.
- RAMIL-REGO, P.; RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A.; FERREIRO DA COSTA, J.; LÓPEZ CASTRO, H. & OREIRO REY, C. (2016). Valoración y seguimiento del grado de afectación del decaimiento del aliso (*Alnus glutinosa* Gaert.) en las cuencas hidrográficas Miño-Sil y Limia y la sectorización de sus tramos fluviales de aguas corrientes en relación con el mantenimiento de la funcionalidad ecológica de su vegetación de ribera. Confederación Hidrográfica Miño-Sil. IBADER-USC. Lugo.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2018a). Análisis de la vegetación en los enclaves de actuación. ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003). FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2018a). Análisis de la vegetación en los enclaves de actuación. ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003). FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2018b). Proyecto técnico para la mejora de los corredores fluviales en la ZEC Parga-Ladra-Támoga (ES1120003) en los enclaves Río Miño-Lugo, Río Miño-Rábade y Río Parga. Acción A2 "Planificación técnica de las acciones de restauración". LIFE FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2018c). Proyecto técnico para la gestión sostenible de humedales continentales en la cuenca alta del río Miño (ZEC Parga-Ladra-Támoga, ES1120003). Acción A2 "Planificación técnica de las acciones de restauración". LIFE FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2018d). Análisis de la vegetación en los enclaves de actuación. ZEC Betanzos-Mandeo (ES1110007). LIFE FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2018e). Proyecto técnico para la restauración de hábitats naturales en el corredor fluvioestuarino de la Ría de Betanzos (ZEC Betanzos-Mandeo ES1110007). Acción A2 "Planificación técnica de las acciones de restauración". LIFE FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL REGO, P., FERREIRO DA COSTA, J., OREIRO REY, C., LÓPEZ CASTRO, H., GONZÁLEZ BAS, M., SANNA, M., FERNÁNDEZ GARCÍA, M. & COLINA VUELTA, A. (2018f). Acción A2. Proyecto técnico para la mejora del estado de conservación de las lagunas de Arnao-Villadún (ZEC/ZEPA Ría del Eo ES1200016). Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinador: Jesús Valderrábano Luque. Director del proyecto: Jorge Marquínez García. <http://www.life-fluvial.eu/wp-content/uploads/2019/11/A2-ProyectoTecnico-C3.pdf>
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2019a). Análisis de la vegetación en los enclaves de actuación. ZEC Encoro de Abegondo-Cecebre (ES1110004). FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C.; LÓPEZ CASTRO, H. & GONZÁLEZ BAZ, M. (2019b). Proyecto técnico para la gestión sostenible de los bosques higrófilos (ZEC Encoro de

- Abegondo-Cecebre ES1110004). Acción A2 "Planificación técnica de las acciones de restauración". LIFE FLUVIAL - LIFE16 NAT/ES/000771.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; GÓMEZ-ORELLANA, L.; LÓPEZ CASTRO, H.; OREIRO REY, C. & RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A. (2021a). Áreas Naturales Protegidas, de las propuestas pioneras a los nuevos paradigmas en pro de la salvaguarda de la Naturaleza. 918 pp. Monografías do Ibader, Serie Biodiversidade. Ibader. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- RAMIL-REGO, P.; FERREIRO DA COSTA, J.; OREIRO REY, C. & LÓPEZ CASTRO, H. (2021b): Acción C6. Mejora de los corredores fluviales en la cuenca alta del Río Miño (ZEC Parga-Ladra-Támoga ES1120003). Informe
- RAMOS PÉREZ A. & TORRALBA-BURRIAL, A. 2020. Uso y potencial del Programa LIFE para la Educación Ambiental en educación formal, no-formal e informal, y especialmente en Educación Primaria. Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias, 17(3), 3501.
- RAMOS, M.A.; BRAGADO, D. & FERNÁNDEZ, J. (2001). Los Invertebrados no insectos de la "Directiva Hábitat" en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 186.
- RICO BOQUETE E. (1995). Política forestal e repoboacións en Galicia 1941-1971. Servicio de Publicacións da Universidade de Santiago de Compostela.
- RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A.; RAMIL-REGO, P.; ROMERO FRANCO, R.; FERREIRO DA COSTA, J. (2018). Revisión de los criterios de discriminación florística de las alisedas riparias templadas (sub)litorales del extremo noroccidental ibérico. Recursos Rurais, 14: 27-92.
- SANGALLI, P. (2008). Técnicas de Ingeniería Biológica utilizadas en la Restauración fluvial. En Arizpe, D., Mendes, A., & Rabaca, J. E. (Coords.). Áreas de ribera sostenibles. Una guía para su gestión (pp.192-198) Generalitat Valenciana, Valencia.
- SANNA, M., VALDERRÁBANO LUQUE, J., GARCÍA MANTECA, P. & FERNÁNDEZ GARCÍA, M. (2018a): Acción A1: Análisis de la Vegetación. Cuenca del río Eo. Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinadores: José Antonio Fernández Prieto y Jesús Valderrábano Luque. Director del proyecto: Jorge Marquínez García. <http://www.lifefluvial.eu/wp-content/uploads/2019/11/A1-EO-C1-C2-C3.pdf>
- SANNA, M., VALDERRÁBANO LUQUE, J., FERNÁNDEZ GARCÍA, M., GARCÍA MANTECA, P., TORRALBA BURRIAL, A., RAMIL-REGO, P., RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A., FERREIRA DA COSTA, J., LÓPEZ CASTRO, H., OREIRO REY, C., GONZÁLEZ BAZ, M. & RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P.M. (2018b): Acción A1: Protocolo de eliminación de especies invasoras y autóctonas. Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Coordinadores: José Antonio Fernández Prieto y Pilar García Manteca. Director del proyecto: Jorge Marquínez García.
- SCHMIDT, G. & OTAOLA-URRUTXI, M. (2002). Aplicación de técnicas de bioingeniería en la restauración de ríos y riberas. CEDEX, Ministerio de Fomento.
- SCHUMM, S.A., HARVEY, M.D. Y WATSON, C.C. (1984). Incised Channels, Morphology. Dynamic sand Control, Water Resources, Littleton, Colorado, 200 pp.
- SIMON, A. (1989). A model of channels response in disturbed alluvial channels. Earth Surface Processes and Landforms, 14: 11-26.
- SOCIEDADE GALEGA DE HISTORIA NATURAL (SGHN) (1995). Atlas de Vertebrados de Galicia. Consello da Cultura Galega. Ponencia de Patrimonio Natural. Tomos I y II. Santiago.
- SOCIEDADE GALEGA DE HISTORIA NATURAL (SGHN) (2011). Atlas dos anfibios e réptiles de Galicia. Sociedade Galega de Historia Natural. Santiago de Compostela. 112.

- SOLLA A, PÉREZ-SIERRA A, CORCOBADO T, HAQUE MM, DIEZ JJ, JUNG T. 2010. *Phytophthora alni* on *Alnus glutinosa* reported for the first time in Spain. *Plant Pathology* 59: 798.
- SURIAN, N. Y RINALDI, M. (2002). Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, 50: 307-326.
- THOMPSON, C.J., CROKE, J., FRYIRS, K. & GROVE, J.R. (2016). A channel evolution model for subtropical macrochannel systems. *Catena*, 139: 199-213.
- TORRALBA-BURRIAL, A. 2022. Ecología acuática y seres humanos: perspectiva didáctica. En O. García Moreno & A. Menéndez Viso (eds.), *La Gran Historia del Agua*. Oviedo: Universidad de Oviedo.
- USDA (1998). *Stream Corridor Restoration. Principles, Processes, and Practices*. USDA- Natural Resources Conservation Service (NRCS) (www.usda.gov/stream-restoration/newtofc.htm).
- VALIÑO SAAVEDRA, J.L., RAMIL-REGO, P., FERREIRO DA COSTA, J., OREIRO REY, C., LÓPEZ CASTRO, H., GONZÁLEZ BAZ, M., SANNA, M., FERNÁNDEZ GARCÍA, M., FERNÁNDEZ-IGLESIAS, E. & SAÑUDO FONTANEDA, L.A. (2019): Acción A2. Proyecto Técnico para la mejora y restauración del corredor fluvial en la cuenca media del río Eo (ZEC Río Eo-Galicia ES1120002, ZEC Río Eo-Asturias ES1200023). Memoria Técnica complementaria. Actuaciones en el área recreativa de Fondón (Vilaboa, A Pontenova). Informe realizado para el proyecto LIFE Fluvial (LIFE 16 NAT/ES7000771). Revisado por Juan Antonio Martín Ventura. Coordinadores del proyecto: Pilar García Manteca y Jesús Valderrábano Luque. Director del proyecto: Jorge Marquín García.
- VELASCO GARCÍA, J. (2008) Aplicaciones prácticas para la revegetación de riberas. Plantación. In Camero Iriarte, F. y Velasco García, J. (Coord.) *Restauración de riberas. Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura* Confederación Hidrográfica del Segura Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- VELASCO, J., RÍOS, S., VIVES, R., LLORENTE, N., SÁNCHEZ, D., ABELLÁN, P. & MARTÍNEZ, V. (2008). *Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura*. Confederación Hidrográfica del Segura. San Vicente del Raspeig, Alicante, España. 230 pp.
- VELASCO, J., RÍOS, S., VIVES, R., LLORENTE, N., SÁNCHEZ, D., ABELLÁN, P. & MARTÍNEZ, V. (2008). *Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura*. Confederación Hidrográfica del Segura. San Vicente del Raspeig, España. 230 pp.
- VELASCO, J., RÍOS, S., VIVES, R., LLORENTE, N., SÁNCHEZ, D., ABELLÁN, P. & MARTÍNEZ, V. (2008). *Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura*. Confederación Hidrográfica del Segura. San Vicente del Raspeig, Alicante, España. 230 pp.
- VERBRUGGE, L., BUCHECKER, M., GARCIA, X., GOTTWALD, S., MÜLLER, S., PRÆSTHOLM, S., & STAHL OLAFSSON, A. 2019. Integrating sense of place in planning and management of multifunctional river landscapes: experiences from five European case studies. *Sustainability Science*, 14(3), 669-680.
- WEIDLICH EWA, FLORIDO FG, SORRINI TB, BRANCALION PHS (2020) Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*. 57(9) :1806-1817.



lifefluvial
ANÁLISIS Y GESTIÓN DEL RIESGO EN LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES DE LAS ZONAS URBANIZADAS



SOCIOS/PARCEIROS/SOCIOS/PARTNERS

