

EUSKO JAURLARITZA



GOBIERNO VASCO

INGURUMEN, LURRALDE PLANGINTZA
ETA ETXEBIZITZA SAILA

DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE,
PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y VIVIENDA

RETOS Y EXPERIENCIAS DE RESTAURACIÓN FLUVIAL EN EL ÁMBITO DE LA RED NATURA 2000

EDS.

**J.R. Díez
A. Ibisate**



RETOS Y EXPERIENCIAS DE RESTAURACIÓN FLUVIAL EN EL ÁMBITO DE LA RED NATURA 2000

EDS.

**J.R. Díez
A. Ibisate**

Un registro bibliográfico de esta obra puede consultarse en el catálogo de la
red *Bibliotekak* del Gobierno Vasco:
www.bibliotekak.euskadi.eus/WebOpac/

1ª edición:
Septiembre 2018

Tirada:
200 ejemplares

©

Administración de la Comunidad Autónoma de Euskadi
Departamento de Medioambiente, Planificación Territorial y Vivienda

Editores:
Díez, J.R. e Ibisate, A. (UPV/EHU)

Internet:
www.euskadi.eus

Editor:
Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia
Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco
C/ Donostia-San Sebastián, 1 – 01010 Vitoria-Gasteiz

Diseño y maquetación:
ekipoPO

Depósito legal:
VI 805-2018

Imprime:
Printhaus

ÍNDICE

PRÓLOGO	9
<i>Ernesto Martínez de Cabredo Arrieta</i>	

INTRODUCCIÓN	11
<i>Joserra Díez y Askoa Ibisate</i>	

HERRAMIENTAS PARA EL DIAGNÓSTICO DEL ECOSISTEMA FLUVIAL	22
<i>Jesús Horacio, Alfredo Ollero, Daniel Ballarín, Askoa Ibisate</i>	

1. Funcionamiento y funcionalidad del sistema fluvial 23
2. Alteraciones del funcionamiento fluvial y ajustes del sistema frente a los impactos negativos 27
3. Indicadores e índices para el diagnóstico fluvial 30
 - 3.1. La propuesta de diagnóstico de la Directiva del Agua: el estado ecológico 30
 - 3.2. Nuevas perspectivas en el diagnóstico: los indicadores hidromorfológicos 33
 - 3.3. Herramientas y observaciones clave para el diagnóstico y el seguimiento hidromorfológico 36
4. Del diagnóstico a la restauración 40

EL DISEÑO DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL: CRITERIOS Y ALTERNATIVAS	46
<i>Fernando Magdaleno, Joserra Díez, Gustavo González, Francisco Martínez-Capel y Evelyn García</i>	

1. ¿Por qué necesitamos restaurar los ríos? Fundamentos legales, científico-técnicos y sociales 47
2. ¿Cómo podemos plantear la restauración de los ríos degradados? Aproximaciones según tipologías fluviales y objetivos de gestión 49
3. La restauración hidrológica: los caudales como catalizadores de la mejora fluvial 52

4. La restauración geomorfológica: procesos frente a formas	55
5. La restauración de los hábitats acuáticos: ¿qué técnicas pueden ser eficientes?	58
6. La restauración de los hábitats ribereños: ¿qué papel juegan las riberas restauradas?	62
7. La restauración de los servicios ecosistémicos	67
8. Incorporación de los procesos de participación pública en la restauración de ríos	71
9. Aplicación de herramientas innovadoras para la restauración fluvial	75
10. Conclusiones y recomendaciones	78

EL RÍO, CONSECUENCIA DE SU CUENCA. LA CUENCA COMO UNIDAD BÁSICA PARA LA ADAPTACIÓN **88**

Iñaki Antigüedad, Ane Zabaleta

1. Introducción	89
2. Contextualización	89
3. La visión Cuenca	92
4. Hidrograma, referencia básica	94
5. Sedimentos-Suelo	95
6. Hidrología forestal	97
7. Gestión adaptativa de la Cuenca. Gobernanza	100

ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO Y GOBERNANZA DEL AGUA. NUEVOS PARADIGMAS DE GESTIÓN FLUVIAL **108**

Denis Salles, Benoît Labbouz

1. Introducción	109
2. La necesidad de descubrir nuevas perspectivas futuras para adaptarse al cambio climático	109
3. Gestión y metodología de la prospectiva Adapt'eau	112
4. Los cuatro escenarios del MAFE Garonne-Gironde en 2050	114
4.1. Escenario 1. Todo se mueve, pero nada cambia. Una adaptación por ajuste	114
4.2. Escenario 2. Puesto que se necesita agua: una adaptación por el desarrollo de la oferta de agua	114
4.3. Escenario 3. Un MAFE controlado por y para sus metrópolis. Una adaptación por la economía verde	115
4.4. Escenario 4. Una voz para el ecosistema. Una adaptación por las prácticas alternativas	115
5. Debate y conclusión	116
6. Agradecimientos	118

EL RÉGIMEN JURÍDICO DE LA PROTECCIÓN DE LOS RÍOS Y HUMEDALES BAJO LA DIRECTIVA DE HÁBITATS Y LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

120

Pedro Brufao Curiel

1. Introducción	121
2. Las previsiones de la Directiva de Hábitats sobre los ríos y humedales	121
2.1. Descripción general del sistema de protección de la Directiva de Hábitats	121
2.2. El régimen de protección preventiva de la Directiva de Hábitats	127
2.3. Consecuencias administrativas del régimen jurídico de la Directiva de Hábitats	129
3. La Directiva Marco del Agua y la protección de los ríos y humedales	130
3.1. Descripción general del sistema de protección de la Directiva Marco de Agua	130
3.1. La Directiva Marco del Agua y la salvaguarda de las zonas protegidas en relación con la Directiva de Hábitats	132
4. Conclusiones	136

LA IMPORTANCIA DEL COMPROMISO SOCIAL EN LA RESTAURACIÓN FLUVIAL

138

Javier Franco, Jon Hidalgo, Amador Prieto, Joseba del Villar, Mireia Valle

1. Introducción	139
2. Objetivos y justificación del proyecto	139
3. Análisis y diagnóstico de la problemática	140
4. Condición de referencia e imagen objetivo	141
5. Actuaciones realizadas	142
6. Ejecución y seguimiento	144

PROGRAMA ADOPTA UN RÍO (AUR): PROYECTOS Y ACTUACIONES DE REHABILITACIÓN DEL MEDIO FLUVIAL ENDOBENTÓNICO Y EL HÁBITAT REPRODUCTIVO DE LA ICTIOFAUNA AUTÓCTONA

148

César Rodríguez, Javier Villanueva

1. Introducción	149
2. Objetivos y justificación	149
2.1. Objetivos Generales	150
2.2. Objetivos Específicos	150
3. Análisis y diagnóstico de la problemática	152
4. Condición de referencia e imagen objetivo	155
5. Actuaciones realizadas	156
6. Ejecución y seguimiento	159

DAM REMOVAL EUROPE: UN MOVIMIENTO NECESARIO PARA APOYAR A PROFESIONALES Y DESMENTIR MITOS **168**

Pao Fernández Garrido, Lissie de Groot, Herman Wanningen, Jeroen van Herk, Bart Geenen

- | | |
|--|-----|
| 1. Antecedentes | 169 |
| 2. Objetivos de Dam Removal Europe | 174 |
| 3. Síntesis de las demoliciones en Europa | 175 |
| 4. Actuaciones realizadas y propuestas 2016-2018 | 176 |

EL DESMANTELAMIENTO DE LA PRESA DE ENOBIETA: ÚLTIMO OBSTÁCULO A LA CONECTIVIDAD FLUVIAL EN ARTIKUTZA **180**

Asun Yarzabal, Juan Pedro Martín-Vide, Arturo Elosegui y Joserra Díez

- | | |
|--|-----|
| 1. Antecedentes | 181 |
| 2. Características ambientales del lugar | 183 |
| 3. Situación actual | 185 |
| 4. Influencia sobre la biodiversidad del embalse de Enobieta y su posible inhabilitación | 187 |
| 4.1. Pérdida hábitats | 187 |
| 4.2. Ganancia de hábitats | 188 |
| 4.2.1. Lámina de agua | 188 |
| 4.2.2. Alisedas de cola de embalse | 188 |
| 4.3. Impacto sobre la conectividad biológica | 189 |
| 5. Aspectos hidrológicos de la inhabilitación de la presa de Enobieta | 190 |

HACIA LA RECUPERACIÓN DE LA PERMEABILIDAD DEL RÍO LEITZARAN. DEMOLICIÓN DE LA PRESA DE INTURIA **194**

Aitziber Urquijo Luengo

- | | |
|--|-----|
| 1. Introducción | 195 |
| 2. Afecciones ambientales de presas y azudes | 196 |
| 3. La presa de Inturia, una infraestructura en desuso y un embalse muy colmatado | 198 |
| 4. La necesidad de intervenir en Inturia: valoración de diferentes opciones | 199 |
| 5. Demolición por fases | 200 |
| 6. Afecciones de la obra y medidas preventivas y correctoras adoptadas | 202 |
| 7. Los efectos positivos de la demolición de la presa de Inturia | 203 |

PERMEABILIZACIÓN DE OBSTÁCULOS EN ESPACIOS RED NATURA 2000 REALIZADOS POR LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO EN PAÍS VASCO Y NAVARRA **204**

Noemí López Fernández

- | | |
|--|-----|
| 1. Objetivos y justificación del proyecto | 205 |
| 2. Análisis y diagnóstico de la problemática | 205 |

2.1. ZEC Río Bidasoa	205
2.2. ZEC Río Leizaran	207
3. Actuaciones realizadas	208
3.1. Actuaciones en la ZEC Río Bidasoa	208
3.2. Actuaciones en la ZEC Río Leizaran	211
4. Seguimiento	212
4.1. ZEC Río Bidasoa	212
4.2. ZEC Río Leizaran	213
5. Balance	213

EXPERIENCIAS EN REHABILITACIÓN DE CAUCES EN LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL 216

María Esther de Castro Arriba, Alberto de Anta Montero

1. Introducción	217
2. Objetivos y justificación	217
3. Análisis y diagnóstico de la problemática	219
4. Imagen objetivo	221
5. Actuaciones realizadas	222
6. Seguimiento	225

TRABAJOS DE RESTAURACIÓN FLUVIAL REALIZADOS POR LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO EN LA PROVINCIA DE LEÓN 228

José Ignacio Santillán Ibáñez, Nuria Paz Pardo Crespo

1. Introducción	229
2. Objeto y justificación del proyecto	229
3. Análisis y diagnóstico de la problemática	235
4. Condición de referencia e imagen objetivo	236
5. Actuaciones realizadas	237
6. Ejecución y seguimiento	238

RESTAURACIÓN AMBIENTAL EN EL DIAPIRO DE AÑANA. LAGO DE CAICEDO YUSO Y ARREO Y ARROYO LA MUERA DEL VALLE SALADO 240

Joseba Carreras de Bergaretxe, Mikel Sarriegi Etxezarreta

1. Introducción	241
2. Objetivos y justificación del proyecto	241
3. Análisis y diagnóstico de la problemática	243
4. Condiciones de referencia e imagen objetivo	244
5. Actuaciones realizadas y propuestas	245
5.1. Lago Caicedo Yuso	245

5.2. Arroyo La Muera	247
6. Ejecución y seguimiento	248

REVERTIENDO LA FRAGMENTACIÓN EN LA CUENCA DEL BIDASOA. EL PROYECTO *LIFE IREKIBAI* EN NAVARRA **250**

*Luis Sanz Azcárate, César Pérez Martín, Miren Nekane Vizcay Urrutia,
José Ardaiz Ganuza y Ana Varela Alvarez*

1. Introducción	251
2. Objetivos y justificación del proyecto	251
3. Análisis y diagnóstico de la problemática	253
4. Condición de referencia e imagen objetivo	255
5. Actuaciones del proyecto	259
6. Ejecución y seguimiento	263

PRÓLOGO

Ernesto Martínez de Cabredo Arrieta

Director general de la Agencia Vasca del Agua

Las Directivas Aves y Hábitats constituyen el marco europeo de referencia en materia de protección de la biodiversidad en la Unión Europea. Nada les descubro si les recuerdo que se conciben con el objeto de proteger, mantener o restaurar un estado de conservación favorable para los hábitats y especies de interés Comunitario, o que son la base normativa que permite la creación de Red Natura 2000. Nada más y nada menos que una red ecológica europea coherente, que recoge en su seno zonas especiales de conservación de la que forman parte los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y las Zonas de Especial Conservación (ZEC).

Por su parte, la DMA establece como objetivo la prevención de todo deterioro adicional y la protección y mejora del estado de los ecosistemas acuáticos; así como el de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los ecosistemas acuáticos.

Para ello, entre otras previsiones, la DMA impulsa los Registros de Zonas Protegidas en los que deben figurar todas las zonas incluidas en cada demarcación hidrográfica que hayan sido declaradas objeto de una protección especial en virtud de una norma comunitaria específica. Incluyendo, como no, las relativas a la protección de hábitat o especies en las que el mantenimiento o mejora del estado del agua constituye un factor clave para su protección.

En cumplimiento de lo anterior, la planificación hidrológica de aplicación en el territorio de Euskadi recoge Registros de Zonas Protegidas o espacios relacionados con la protección de hábitats y especies asociadas a zonas protegidas. Entre otros, los espacios de la Red Natura 2000 en los que el mantenimiento o mejora del estado del agua es crucial.

Asimismo, la planificación hidrológica incorpora a su corpus las normas y objetivos de conservación de los hábitats y especies asociadas a zonas protegidas. Tal es

así, que en las masas de agua presentes en estos espacios es obligatorio, no solo el cumplimiento de los objetivos ambientales generales de la DMA de alcanzar el buen estado ecológico, sino también el cumplimiento de los objetivos específicos establecidos en los planes de gestión elaborados y aprobados específicamente para cada una de esas zonas protegidas. Incluyendo el objetivo de alcanzar el estado de conservación favorable de los hábitats y especies de interés comunitario que motivaron la designación del espacio como integrante de la Red Natura 2000.

Y es que los objetivos de ambas directivas son comunes y sus acciones son susceptibles de generar intensas sinergias. De ahí la importancia de coordinar la planificación y ejecución de las distintas medidas a adoptar, sean para la prevención de posibles afecciones —mediante la aplicación y seguimiento de normativa—, como posibles actuaciones de infraestructura correctivas de afecciones observadas.

Dada la natural interconexión de los objetivos de ambas directivas, y visto que el territorio no entiende de fronteras que los ámbitos competenciales trazan, hemos de seguir coordinándonos en materia de planificación hidrológica en lo que respecta a los espacios de la Red Natura.

Hablamos de prevenir la ocupación y artificialización del territorio fluvial en espacios de la Red Natura 2000; velar por la calidad físico química de los aguas que sustentan los ecosistemas de la red; garantizar regímenes de caudales ecológicos que permitan el buen estado de los ecosistemas acuáticos; proteger y recuperar el bosque propio de las riberas; y cómo no, continuar restaurando ríos, recuperar conectividades perdidas y seguir eliminando obstáculos artificiales en desuso.

Hablamos de coordinarnos con los gestores de los espacios cuando las labores de Gestión de Dominio Público requieran autorizar usos en los mismos, o incluso el diseño y ejecución de proyectos conjuntos, como son los proyectos Guratrans e Irekibai con la Diputación Foral de Gipuzkoa, o el proyecto Tremedal con la Diputación Foral de Álava; pero también en realizar trabajos conjuntos para el diagnóstico del estado de conservación y de las masas de agua, con la Dirección de Patrimonio Natural y Cambio Climático del Gobierno Vasco.

En definitiva, se trata de seguir coordinándonos en los enfoques y la ejecución de los distintos tipos de medida que redundan en una mejora del estado ecológico del medio acuático; un medio que no entiende de fronteras administrativas y al que todas las administraciones competentes nos debemos.

El libro que tengo el placer de presentar abunda en esta dirección. Fruto de la colaboración de URA con el Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF) -de la cual somos socios corporativos-, aglutinar valiosas y significativas experiencias de restauración realizadas en el ámbito atlántico de la Península Ibérica que comparten un nexo común: dar respuesta a una de las mayores presiones a las que se enfrentan nuestros ríos.

INTRODUCCIÓN

Joserra Díez¹ y Askoa Ibisate²

¹ Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Facultad de Educación de Bilbao. Bº Sarriena s/n, 48940 Leioa, Bizkaia.

joseramondiez@ehu.es

² Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Facultad de Letras. Paseo de la Universidad, 5, 01006 Vitoria-Gasteiz, Álava.

askoa.ibisate@ehu.es

Este libro recoge las ponencias de las jornadas tituladas *Gestión y restauración de la Red Natura 2000 en el ámbito fluvial. Retos, oportunidades y experiencias* que, organizadas por el Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF) y Wetlands International, se celebraron el 14 de septiembre de 2017 en Busturia, en el corazón de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

El CIREF es una asociación sin ánimo de lucro que nació en 2008 bajo el impulso de personas relacionadas con la investigación, gestión y conservación de los ríos desde el ámbito académico y de la administración, siguiendo el ejemplo de otros países como Inglaterra (River Conservation Center, RCC), Italia (Centro italiano per la Riquilificazione fluviale, CIRF) o Dinamarca (Danish Centre for River Restoration, DCVR) y otros, con quienes conformamos el European Centre for River Restoration (ECRR).

La conservación y restauración de los ecosistemas fluviales es, sin lugar a dudas, uno de los grandes retos ambientales actuales. Los ríos, arroyos y ramblas ibéricos se encuentran, en mayor o menor medida, alejados de su nivel óptimo ecológico. De hecho, en la Península Ibérica al menos una tercera parte de estos ecosistemas están fuertemente degradados, tanto en su estructura como en su funcionamiento. A pesar de los importantes avances realizados en la depuración de las aguas, la afección morfológica de los ríos y llanuras de inundación no sólo es grave, sino que continúa en la actualidad. Así, han desaparecido el 60% de los humedales y miles de kilómetros de llanuras de inundación que podrían ayudar a reducir, por ejemplo, los efectos de las inundaciones.

A estas alteraciones se han de sumar el elevado número de embalses y azudes que modifican notablemente el hábitat, provocan la alteración del régimen hidrológico y fragmentan la continuidad de ríos y arroyos. En este sentido, un estudio reciente realizado en el contexto del proyecto AMBER (Adaptative Management of Barriers in European Rivers) sobre 100 km de 5 ríos representativos de la Península Ibérica, muestran un total de 100 obstáculos (azudes, presas, rampas...), en las que en la mayor parte no se dispone de mecanismos operativos para permeabilizar a los organismos su paso. Sin lugar a dudas, el actual modelo de gestión del agua pone en el “mercado” la práctica totalidad de los caudales que circulan por los ríos, desecando sus cauces y generando graves daños en los ecosistemas. La masiva ocupación de las llanuras fluviales por parte de la agricultura o por el incesante crecimiento urbano, la contaminación urbana, industrial y agrícola, la sobreexplotación de agua para el regadío y la falta de sensibilidad ambiental de la sociedad contribuyen a agravar esta situación.

Junto a la difusión, defensa y restitución de los valores de los ecosistemas fluviales, entre los principales objetivos del CIREF está el promover el intercambio de información entre entidades que desarrollan proyectos de restauración con el fin de intercambiar experiencias y mejorar su nivel técnico. En este sentido, busca poner en contacto a las personas y establecer sinergias. De este modo, en el contexto de la alianza que mantienen CIREF y Wetlands International (organización sin ánimo de lucro dedicada a la conservación y restauración de humedales a nivel mundial) y su participación en el LIFE+ NGO, se organizaron estas jornadas con el decidido apoyo de URA, la Agencia Vasca del Agua, socio corporativo del CIREF, el Departamento de Agricultura de la Diputación Foral de Bizkaia, la AIL (Asociación Ibérica de Limnología), el COBE (el Colegio Oficial de Biólogos de Euskadi) y el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián, anfitrión en la salida de campo a la finca de Artikutza. A las jornadas asistieron un total de 132 personas procedentes fundamentalmente de agencias y confederaciones, instituciones, consultoras y universidades del ámbito vasco y estatal.

Estas jornadas se dedicaron a las experiencias de restauración de ámbitos privilegiados y estratégicos desde el punto de vista de la conservación de la naturaleza: los ámbitos fluviales de la Red Natura 2000. Su finalidad es asegurar la supervivencia a largo plazo de las especies y los tipos de hábitat en Europa, contribuyendo a detener la pérdida de biodiversidad. De hecho, se trata del principal instrumento para la conservación de la naturaleza en la Unión Europea y su objetivo central es la conservación y/o restauración de hábitats y especies.

Así, la ya veterana Directiva Hábitats (CEE/43/1992) establece la obligación de mantener o restaurar los tipos de hábitat de interés comunitario en un «estado de conservación favorable» y, literalmente, este ocurre *cuando el área de distribución natural*

es estable o se amplía, y la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible y el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable. En definitiva, cuando su área de distribución natural y su integridad ecológica se mantengan. Y, apostilla la Directiva, que *mantener o alcanzar ese estado de conservación favorable puede requerir la gestión activa de los tipos de hábitat de interés comunitario.* En el caso del Estado español se identifican un total de 37 tipos de hábitat de agua dulce.

En cualquier caso, desde el punto de vista meramente legal, el contexto normativo europeo empuja a los estados miembros, acorde con los objetivos de protección de la biodiversidad y de la calidad ambiental, a la salvaguarda de los ecosistemas, y a su recuperación en el caso de verse alterados. Junto a la Directiva Hábitats ya mencionada, en el caso de los ecosistemas fluviales existen otras dos referencias normativas más recientes y de gran trascendencia. Nos referimos a la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) y a la Directiva relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación (2007/60/CE). Pero estos marcos normativos no son los únicos. De hecho, existen otras muchas políticas públicas relacionadas directamente con el agua, con el territorio y con la sociedad que ponen de manifiesto la trascendencia de la restauración de los ríos y de los ecosistemas acuáticos en general dado el estado degradado que muestran.

En este contexto, el libro que tienes entre tus manos se estructura en 2 partes. En la primera se contextualizan los ecosistemas fluviales en el ámbito de la cuenca que drenan, se pone de relieve su relevancia y se proporciona el contexto normativo y social de la restauración fluvial. Además, se proporcionan elementos de diagnóstico y una perspectiva aplicada de la restauración fluvial desde el punto de vista teórico. En la segunda parte se presentan un buen número de experiencias de restauración fluvial en Zonas de Especial Conservación de la Península Ibérica. Se trata de trabajos descritos de acuerdo al esquema propuesto por la Estrategia Nacional de Restauración de ríos: objetivos y justificación, descripción del ámbito de intervención, análisis y diagnóstico de la problemática, condición de referencia e imagen objetivo, actuaciones realizadas, y, por último, ejecución y seguimiento. El objetivo último es el de presentar actuaciones ya implementadas o en desarrollo, de manera que puedan ser imitadas y propagadas a otros ámbitos.

El primer capítulo, redactado por Jesús Horacio, Alfredo Ollero, Daniel Ballarín y Askoa Ibisate, personas muy vinculadas al CIREF desde su nacimiento y especialistas en la hidromorfología fluvial, nos hablan de «Herramientas para el diagnóstico del sistema fluvial». Tras describir el ecosistema fluvial, su funcionamiento y funcionalidad, relatan sus principales alteraciones y los ajustes del sistema frente a los impactos negativos. Para su diagnóstico repasan los principales indicadores al uso y contextualizan y describen indicadores hidromorfológicos.

El segundo capítulo, redactado por Fernando Magdaleno, Joserra Díez, Gustavo González, Francisco Martínez-Capel y Evelyn García, investigadores de la ecología fluvial y a su vez miembros activos del CIREF, lleva por título «El diseño de la restauración fluvial: criterios y alternativas». Se abordan aquí aspectos teóricos y metodológicos que han de guiar la redacción de los proyectos de restauración fluvial: el establecimiento de la imagen de referencia, la importancia vital de los caudales circulantes, y la relevancia del diagnóstico y de los procesos frente a las formas predeterminadas. Se subraya la trascendencia de recuperar la complejidad espacial, la conectividad y el dinamismo fluvial, de modo que los procesos geomorfológicos sean tenidos en cuenta, al igual que un conjunto de dinámicas de referencia. Así mismo, se atienden a las técnicas para la restauración de cauces, riberas y servicios ecosistémicos en general, y se alude a la necesaria incorporación de los procesos de participación pública en la restauración fluvial.

El tercer capítulo corre a cargo de los hidrogeólogos de la Universidad del País Vasco Iñaki Antigüedad y Ane Zabaleta. Lleva por título «El río: consecuencia de su cuenca» y en él se pone en valor la funcionalidad hidrológica del territorio, y se consideran los impactos hidrológicos procedentes de cambios en los usos del suelo, como añadidos a los derivados del Cambio Climático (Cambio Global). Los autores reivindican y justifican un nuevo paradigma para enfocar la adaptación de los sistemas relacionados con el agua a escenarios futuros inciertos, gestionar las tramas de relaciones territoriales en las que el Agua interviene y, en último término, aumentar la resiliencia del Territorio y de la sociedad como forma de disminuir la vulnerabilidad.

En el cuarto capítulo, Denis Salles, sociólogo y director de investigación del Instituto Nacional de investigación en Ciencias y Tecnología del Medio Ambiente y la Agricultura (IRSTEA, Burdeos), versa sobre la «Adaptación al Cambio Climático y gobernanza del agua. Nuevos paradigmas de gestión fluvial». El autor, junto al también sociólogo Benoit Labbouz, trae a un primer plano el reto que supone para la sociedad y para las políticas de gestión del agua la adaptación al Cambio Climático. En este contexto, frente a las interrogantes que suscitan los cambios globales y los retos que se les plantean a las sociedades para su comprensión y sus modos de gobernanza, los autores proponen contribuir en el análisis de los modos de adaptación a los cambios globales en los ríos y estuarios.

En el quinto capítulo, Pedro Brufao, catedrático de la Facultad de Derecho de la Universidad de Extremadura, versa sobre el «Régimen jurídico de la protección de los ríos y humedales bajo la Directiva de Hábitats y la Directiva Marco del Agua». Aquí el autor describe por separado el sistema de protección que se deriva de esas dos directivas, las consecuencias administrativas de su aplicación y la relaciones que existen entre ambas en el ámbito de las zonas protegidas. Concluye subra-

yando la necesidad de la coordinación, cooperación y actuación conjunta entre las Administraciones ambientales e hidráulicas en el ejercicio de sus respectivas competencias.

El sexto capítulo y sucesivos conforman la segunda parte del libro, correspondiente a casos prácticos de restauración en el ámbito fluvial de la Red Natura 2000 del norte de la Península Ibérica. En primer lugar, se presentan los trabajos de restauración realizados por organizaciones sociales.

Así, la Fundación Lurgaia remarca la trascendencia del compromiso social en la restauración fluvial y muestra los trabajos de restauración realizados en cauces y cuencas del ámbito de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. A continuación, AEMS Ríos con Vida describe el programa «Adopta un río» e ilustra un caso concreto de rehabilitación del hábitat reproductivo para la ictiofauna. Seguidamente, Dam Removal Europe se describe como un movimiento necesario para apoyar a profesionales y desmentir los mitos en el ámbito del desmantelamiento de presas en los cursos fluviales.

En segundo lugar, se presentan los proyectos de restauración ejecutados por diferentes administraciones. El caso de la presa de Enobieta, último obstáculo a la conectividad de la finca de Artikutza, es descrito desde el Ayuntamiento de Donostia/San Sebastián, así como los estudios realizados para considerar su desmantelamiento. URA, la Agencia Vasca del Agua, describe la demolición de la presa de Inturia, en el río Leitzaran. La Confederación Hidrográfica del Cantábrico muestra varios casos de permeabilización de obstáculos en Zonas de Especial Conservación de ríos vascos y navarros. La Confederación Hidrográfica del Miño-Sil describe varias experiencias de rehabilitación de cauces del río Limia y del Sil. La Confederación Hidrográfica del Duero describe en su capítulo los trabajos de restauración de la conectividad fluvial longitudinal y lateral, donde la experiencia acumulada se extiende a más de 65 demoliciones de azudes y pequeñas presas y unos 40 km de motas eliminadas o retranqueadas. Por su parte, la Diputación Foral de Álava describe las labores de restauración realizadas en el ámbito del Diapiro de Añana, donde además de la experiencia acumulada en el propio Valle Salado, describe con detalle las actuaciones ejecutadas en el entorno del único lago natural del País vasco, el lago de Caicedo-Yuso, y en el arroyo de la Muera. Por último, el Gobierno de Navarra, en el marco del proyecto LIFE IREKIBAI, presenta los trabajos realizados para devolver al río Bidasoa y a sus afluentes la conectividad longitudinal perdida.

AUTORES Y AUTORAS

IÑAKI ANTIGÜEDAD

Catedrático de Hidrogeología y responsable del Grupo de Procesos Hidro-Ambientales (IT1029-16) de la Universidad del País Vasco/EHU, que forma parte de la Unidad de Formación e Investigación "Global Change and Heritage" (UPV/EHU). Su labor investigadora cubre la dinámica de los procesos hidrológicos de cuencas vertientes (hidrología-hidrogeología, agua-sedimentos, cantidad-calidad) con especial énfasis en la funcionalidad hidrológica del Territorio y en los posibles escenarios hidrológicos futuros derivados de cambios en el clima y en los usos/gestión del suelo.

JOSÉ ARDAIZ

Licenciado en Biología y en Veterinaria. Funcionario del Gobierno de Navarra desde 2005, es el encargado de la Gestión Piscícola en el Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local del Gobierno de Navarra desde el año 2011.

DANIEL BALLARÍN

Licenciado en Geografía y máster en SIG y Teledetección por la Universidad de Zaragoza. Trabaja como profesor asociado en el Departamento de Geografía de la Universidad de Zaragoza desde 2012 y compagina la dirección de Mastergeo, S.L. desde 2006. Su línea de trabajo se centra en el seguimiento del derribo de presas y desarrollo de cartografías.

PEDRO BRUFAO

Doctor en Derecho Administrativo (por la Universidad Carlos III de Madrid). Máster of Laws in Energy and Environmental Law (por la Tulane Law School de Nueva Orleans) becado por la Fulbright Commission, (y licenciado en Derecho por la Universidad Complutense de Madrid). En la actualidad es profesor de la Universidad de Extremadura. Sus áreas de interés incluyen, además del Derecho Ambiental y de la Energía, el Derecho de la Competencia y el Regulatorio, así como el Derecho de Aguas y el Urbanístico. También es autor de diversos estudios sobre el régimen jurídico de la restauración fluvial y la gestión de las obras hidráulicas.

JOSEBA CARRERAS

Ingeniero Técnico Forestal. Jefe de la Sección de Espacios Naturales y Biodiversidad de la Diputación Foral de Álava. Responsable de la gestión de espacios Red Natura 2000 desde 1999, en especial

de los ZEC fluviales y de las actuaciones de restauración de hábitats de especies amenazadas vinculadas a ámbitos acuáticos como el visón europeo, náyades, blenio, lamprehuela, zaparda...

ALBERTO DE ANTA

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Comisario Adjunto. Comisaría de Aguas. Confederación Hidrográfica del Miño-Sil.

MARÍA ESTHER DE CASTRO

Ingeniera técnica forestal y Licenciada en Ciencias Ambientales. Jefa de Sección Técnica. Comisaría de Aguas. Confederación Hidrográfica del Miño-Sil.

LISSIE DE GROOT

Estudiante de grado de Gestión Marítima y Costera Integrada en Países Bajos. Voluntaria y estudiante en prácticas para *World Fish Migration Foundation* para diseñar, entre otras publicaciones, el mapa *European Dam Removal Map*. La restauración de ecosistemas fluviales a través de la demolición de obstáculos ha captado su interés y su intención es profundizar en este tema en estudios futuros.

JOSEBA DEL VILLAR

Licenciado en Biología por la Universidad del País Vasco y posee un Máster en Evaluación y Recuperación ambiental. Ha trabajado realizando estudios de fauna, la mayoría sobre aves. Es fotógrafo de Naturaleza, habiendo realizado las imágenes para diversos libros y centros de interpretación. Colabora con diversas asociaciones orientadas a la conservación de la Naturaleza y es miembro del patronato de la Fundación Lurgaia Fundazioa.

JOSERRA DÍEZ

Doctor en Biología y Profesor Agregado en la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea en la Facultad de Educación de Bilbao. Es socio fundador y miembro de la Junta del CIREF. Su investigación abarca aspectos de la ecología fluvial, en especial los efectos que sobre el funcionamiento de los ríos provocan la gestión de la vegetación de ribera y la complejidad del cauce. Así mismo, estudia la percepción que ribereños, gestores y alumnado poseen sobre los ríos. Ha trabajado en la planificación y gestión de Espacios Naturales Protegidos y es asesor científico en proyectos de restauración fluvial y de gobernanza del agua.

ARTURO ELOSEGI

Doctor en Biología, Catedrático de Ecología en la Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco. Especialista en ecología fluvial, con especial énfasis en el funcionamiento de los ecosistemas, su relación con la hidromorfología y con las actividades humanas.

PAO FDEZ. GARRIDO.

Ing. Téc. Forestal, Máster en Restauración de Ecosistemas, especializada en el diseño de escalas para peces y demolición de presas. Coordinadora de proyectos en *World Fish Migration Foundation* y consultora de escalas para peces. Especial interés en la comunicación y concienciación sobre la necesidad de preservar ríos sin barreras, la recuperación de poblaciones de especies piscícolas y la problemática de basuras y contaminantes en los ríos y mares.

JAVIER FRANCO

Doctor en Biología por la Universidad del país Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Trabaja en el Área de Gestión Ambiental de Mares y Costas en AZTI, centro tecnológico ubicado en el País Vasco. Experto en ecología de fitoplancton, ecología de estuarios, evaluación de la calidad del medio marino y biodiversidad marina. Aficionado a la observación y disfrute de la naturaleza y comprometido con su conservación. Es socio de varias asociaciones conservacionistas y miembro del patronato de la Fundación Lurgaia Fundazioa, entidad en la que realiza acciones para la mejora y restauración del medio natural y para la divulgación ambiental.

EVELYN GARCÍA

Licenciada en Biología y postgrado en planificación forestal. Especializada en gestión y planificación fluvial desde hace más de 16 años. Desde el año 2006 trabaja en l'Agència Catalana de l'Aigua impulsando proyectos de recuperación fluvial y valoración de la calidad hidromorfológica de ríos. Socia fundadora del CIREF (Centro Ibérico de Restauración Fluvial), y actualmente miembro de la junta y secretaria de Wetlands International.

BART GEENE

Máster en hidrología y Jefe del Programa de Agua Dulce de WWF-Paises Bajos. Hay una enorme necesidad de restaurar los ríos a los largo de Europa, lo que creará grandes oportunidades para los locales como actividades recreativas. El hecho de que los ríos puedan ser restaurados es un mensaje de esperanza para esta generación y las futuras.

JON HIDALGO

Licenciado en Geografía e Historia por la Universidad de Deusto. Aficionado a la naturaleza, también realiza trabajos de ornitología relacionados, sobre todo, con las aves marinas. Es miembro del patronato y dirige la Fundación Lurgaia Fundazioa.

JESÚS HORACIO GARCÍA

Doctor en Geografía y máster en SIG y Teledetección, es actualmente investigador visitante del Laboratorio de Tecnología Ambiental de la Universidad de Santiago de Compostela. En 2015 y 2016 fue profesor asistente indefinido del Departamento de Geografía de la Universidad de Concepción (Chile). Trabaja en geomorfología fluvial aplicada a la restauración fluvial y técnicas de campo y gabinete.

ASKOA IBISATE

Profesora Titular de Geografía Física en la Universidad del País Vasco (UPV/EHU), sus líneas de investigación y docencia están vinculadas a la geomorfología fluvial, restauración fluvial, hidrología y riesgos naturales. Ha participado en proyectos de investigación y contratos con Administraciones Públicas y cuenta con diversas publicaciones y comunicaciones en congresos.

GUSTAVO GONZÁLEZ

Biólogo, consultor ambiental especializado en ecología fluvial. Socio y miembro de la Junta del CIREF. Ha sido profesor asociado de la Universidad de León, ha formado parte del panel de expertos del plan nacional de restauración fluvial, del grupo de trabajo del MAPAMA para el desarrollo de protocolos de caracterización hidromorfológica de masas de agua en la categoría ríos y es asesor científico de proyectos LIFE relacionados con la restauración fluvial y la protección y conservación de especies de peces de agua dulce de interés comunitario. Su investigación se centra especialmente en la conectividad fluvial y sus repercusiones en la dinámica de las poblaciones de peces.

BENOIT LABBOUZ

Doctor en gestión, especializado en ciencias ambientales e investigador en estudios de prospectiva en AgroParisTech (Instituto Francés de Ingeniería Forestal, Agrícola y Ambiental), cuya investigación y docencia gira en torno a futuros estudios sobre temas medioambientales, sus impactos en los procesos de toma de decisiones y las interfaces ciencia/sociedad. Recientemente ha trabajado en el tema de la seguridad alimentaria global y la adaptación al Cambio Climático en el río Garona. En la actualidad participa en una investigación sobre la experimentación democrática de la transición ecológica.

NOEMÍ LÓPEZ

Ingeniera de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad de Cantabria. Trabaja en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico desde el año 2001 en la oficina de San Sebastián. En la actualidad es Jefa de Servicio de Coordinación y Actuaciones Especiales de la Comisaría de Aguas. Se dedica a la gestión del Dominio Público Hidráulico tanto en obras, concesiones de agua y vertidos de aguas residuales. En cuanto a la restauración fluvial, fue la directora de los trabajos que realizó la Confederación en Navarra y Gipuzkoa en el período 2006-2010 y en la actualidad forma parte del grupo de trabajo de Reservas Naturales Fluviales e Hidromorfología Fluvial que lidera el Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

JUAN PEDRO MARTÍN-VIDE

JPMV, Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Catedrático de la Universidad Politécnica de Catalunya en el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Docente de Obras Hidráulicas desde 1988, asignatura que ha transformado en un curso de ingeniería para la restauración fluvial. Ha trabajado en algunos proyectos de restauración como son la rehabilitación del río Besòs en el área metropolitana de Barcelona; la patología del río Arga cerca de la confluencia con el Aragón, así como las medidas de restauración del Aragón en Navarra a favor del visón europeo; propuestas de restauración del río Gállego en Zaragoza; restauración del río Fluvià (Girona); y el estudio de los efectos de la vegetación en la inundabilidad del río Zadorra en Vitoria-Gasteiz. Autor de artículos internacionales sobre morfodinámica y del libro 'Ingeniería de Ríos'.

FERNANDO MAGDALENO

Doctor Ingeniero de Montes y Master en Hidrología. Consejero Técnico de Restauración Ambiental en el CEDEX y Profesor Asociado en la E.T.S. Ingeniería Civil de la Universidad Politécnica de Madrid. Ha sido investigador Fulbright en la Universidad de California – Berkeley. Coordinador de un amplio número de estudios y proyectos sobre gestión del agua, restauración fluvial, y mejora ambiental de ríos y humedales, en cuencas españolas, europeas, americanas y asiáticas. Autor de diversos manuales y publicaciones técnicas y científicas en revistas nacionales e internacionales. Representante español en grupos de trabajo europeos sobre eco-hidrología y participante en proyectos europeos sobre agua y territorio.

CÉSAR MARTÍNEZ

Licenciado en Geografía e Historia (UCM). Educador ambiental (ISED). Máster en gestión fluvial sostenible y gestión integrada de aguas (UZ). Desa-

rolla su actividad profesional primero como autor divulgativo y luego como técnico de campo y gabinete en estudios piscícolas y fluviales. Como Coordinador del área de medioambiente desde 1998 y Secretario General de AEMS-Ríos con Vida desde 2004, ha realizado, dirigido o coordinado trabajos y proyectos de estudio, educación, sensibilización y voluntariado relacionados con la gestión sostenible y la restauración de los ríos, publicado informes y artículos sobre estas materias, y realizado intervenciones públicas como portavoz de la organización en foros y medios de comunicación. Actualmente dirige las campañas y proyectos de la organización sobre conservación y restauración de ríos a nivel nacional.

FRANCISCO MARTÍNEZ-CAPEL

En la actualidad presidente del CIREF. Profesor titular de la Universitat Politècnica de València donde imparte clases en varios grados y máster, y desarrolla estudios científicos y asesoramiento técnico, en los campos de la ecodinámica y la ecodinámica acuática. Principalmente en estudios relacionados con el régimen ecológico de caudales, gestión del agua y adaptación al cambio climático.

ALFREDO OLLERO

Profesor Titular del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza desde 2002. Anteriormente (1995-2002) profesor en la Universidad del País Vasco UPV/EHU. Trabaja en geomorfología fluvial e hidrología aplicadas a la evaluación hidromorfológica, el riesgo de inundación y la restauración fluvial. Presidente del CIREF entre 2013 y 2015. Es autor de numerosos artículos y comunicaciones en congresos.

NURIA PAZ PARDO

Diplomada en Magisterio y funcionaria del Cuerpo de Maestros en la Junta de Castilla y León. Interés en la restauración de ríos como actividad en las aulas y como parte de la educación y de las actividades escolares.

CÉSAR PÉREZ

Director del Servicio de Economía Circular y Agua del Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local del Gobierno de Navarra. Ingeniero de Caminos Canales y Puertos. Vocal de la Comisión Nacional de Geología desde 2016. Funcionario del Gobierno de Navarra desde 1998, donde ha sido responsable de las redes de control de agua del Gobierno de Navarra, de los estudios de inundabilidad y de las obras de restauración de ríos. Desde 2012 es Director de Servicio. Fue profesor asociado de la Universidad Pública

de Navarra (2002-2012) donde desarrolló la labor docente en las materias de Hidrología, Hidráulica y Cambio Climático.

AMADOR PRIETO

Licenciado en Ciencias Biológicas. Actualmente trabaja como biólogo especializado en Botánica, habiendo realizado diferentes estudios técnicos relacionados con la flora y vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Destacan sus trabajos de cartografía y seguimiento de especies de flora vascular amenazadas, así como de diferentes hábitats de interés comunitario. Miembro del patronato de Fundación Lurguia Fundazioa.

DENIS SALLES

Investigador senior en IRSTEA en Burdeos, Francia (Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'environnement et l'agriculture), adscrito a la Unidad de Medio Ambiente, Territorios, Infraestructuras (ETBX). Ocupa la Cátedra de Excelencia de Aquitania desde 2009. También es responsable de la transferencia/difusión en el directorio del Cluster COTE (<http://cote.labex.u-bordeaux.fr/en/D>). Desde el 2015, es presidente del consejo científico del programa GICC (Gestión e impactos del Cambio Climático) del Ministerio de Medio Ambiente francés (www.gip-ecofor.org/gicc/?q=en). Supervisa principalmente la investigación en los campos de la sociología ambiental y las políticas públicas, centrándose específicamente en cómo las sociedades se adaptan a los impactos del cambio global (www.adapteau.fr). Otros intereses de investigación incluyen la gobernanza del agua, medidas para aumentar la responsabilidad de las y los usuarios y los instrumentos de política relacionados con la ciencia ciudadana.

JOSÉ IGNACIO SANTILLÁN

Ingeniero Técnico forestal y funcionario en la Confederación Hidrográfica del Duero como Jefe de Sección Técnica dentro del área de Gestión del Dominio Público Hidráulico de la Comisaría de Aguas. El trabajo desarrollado consiste en la tramitación de autorizaciones y concesiones de aguas y Dirección de obras de Conservación de cauces y mejora de la continuidad longitudinal y lateral de los cauces y de las masas de agua (restauración fluvial).

LUIS SANZ AZCÁRATE

Doctor en Biología. Coordinador del Área del Agua de Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK) donde trabaja desde 2003. Su área de trabajo actual se centra en la planificación y gestión del agua. Ha participado en distintos proyectos europeos, tanto LIFE como INTERREG, que tienen como nexo

común el objetivo de mejorar el estado de las masas de agua. Es Profesor Asociado de la Universidad de Navarra (2004-2017), habiendo realizado estudios sobre el impacto de las infraestructuras sobre la fragmentación de los hábitats y las medidas para minimizarlos.

MIKEL SARRIEGI

Ingeniero de Montes, director del departamento de Proyectos del Medio Natural de la consultora Bainsa, S.L. Trabaja desde 1990 en la coordinación, redacción, dirección de obra y seguimiento de múltiples proyectos de restauración de áreas degradadas en general y de ámbito fluvial en particular. Especializado además en ingeniería naturalística o bioingeniería, arboricultura y gestión de infraestructura verde.

AITZIBER URQUIJO

Ingeniera de Caminos, Canales y Puertos, en la ETS de Santander. Funcionaria de la Diputación Foral de Bizkaia, entre 2002 y 2011 trabajó como ingeniera en el Servicio de Saneamiento del Departamento de Medio Ambiente. En la actualidad, es la Responsable de Obras Hidráulicas de la Agencia Vasca del Agua.

MIREIA VALLE

Doctora en Biodiversidad, Funcionamiento y Gestión de Ecosistemas por la Universidad del País Vasco. Trabaja como técnica en la Fundación Lurguia Fundazioa y además participa activamente en una de las cuatro evaluaciones regionales sobre la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas promovidas por la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES).

ANA VARELA

Técnico en comunicación y participación en proyectos medioambientales del Área de Comunicación, Participación y Prospectiva de Gestión Ambiental de Navarra, S.A (GAN-NIK).

JAVIER VILLANUEVA

Ribereño del río Guadape, residente en Calanda (Teruel), pescador conservacionista, socio de AEMS-Ríos con Vida, voluntario en el proyecto de rehabilitación de frezaderos en el Alto Tajo en 2008, y principal promotor y activo de un proyecto gemelo en el Guadape que empezó a desarrollar en 2011 sensibilizando e implicando a unos pocos socios cercanos y algunos voluntarios y agentes locales.

NEKANE VIZCAY

Ingeniera Técnica Agrícola e Ingeniera de Montes, Jefa de Sección de Restauración de Ríos y Gestión Piscícola del Gobierno de Navarra.

HERMAN WANNINGEN

Ecólogo acuático e iniciador de soluciones para los problemas de la migración de peces, estimular comunicación y crear nuevas redes de contactos para conectar especialistas. Fundador de *World Fish Migration Foundation*.

ASUNCIÓN YARZABAL

Bióloga. Jefa de Sección de Biodiversidad y Calidad Ambiental del Ayuntamiento de Donostia/San Sebastián. Entre otros temas trabaja en la restau-

ración de la red fluvial del municipio y de Artikutza: cartografía y caracterización de los elementos artificiales que alteran la conectividad y el hábitat fluvial.

ANE ZABALETA

Doctora en Geología e Investigadora en el Grupo de Procesos Hidro-Ambientales (IT1029-16) de la Universidad del País Vasco/EHU. Su investigación abarca aspectos de la hidrología de cuencas, en especial las relaciones lluvia-escorrentía y el efecto de las crecidas en la dinámica de sedimentos. Además, estudia los posibles efectos del Cambio Climático en los recursos hídricos, en especial en las épocas de aguas bajas, así como, la relación entre los diferentes usos del suelo y la respuesta hidrológica de la cuenca.

HERRAMIENTAS PARA EL DIAGNÓSTICO DEL ECOSISTEMA FLUVIAL

Jesús Horacio¹, Alfredo Ollero², Daniel Ballarín², Askoa Ibisate³

¹ Instituto de Investigaciones Tecnológicas. Laboratorio de Tecnología Ambiental, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Vida s/n, Santiago de Compostela. hhorahh@gmail.com

² Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, c/ Pedro Cerbuna, 12, 50009, Zaragoza. aollero@unizar.es

³ Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología, Universidad del País Vasco UPV/EHU, c/ Tomás y Valiente s/n, 01006, Vitoria-Gasteiz. askoa.ibisate@ehu.es

1. FUNCIONAMIENTO Y FUNCIONALIDAD DEL SISTEMA FLUVIAL

El sistema fluvial, expresado de forma genérica como río, es un sistema natural constituido por un cauce y una corriente hídrica, con un marcado dinamismo espacial y temporal (crecidas –que inundan periódicamente la llanura de inundación– y estiajes) y en conexión con lo hiporreico, es decir, con lo que está por debajo de la superficie, y con las riberas. Esta corriente porta caudales líquidos, sólidos y biológicos a otra corriente, lago o mar, aunque, excepcionalmente, desaparecen (sistemas arreicos) o extienden sus caudales sobre la superficie terrestre (Horacio, 2015a). Los fluviales son, por tanto, sistemas enormemente complejos, constituidos por elementos interactuantes con un comportamiento no lineal y en permanente estado de reajuste (equilibrio dinámico).

La comprensión del funcionamiento y funcionalidad de un (eco)sistema fluvial debe basarse en los principios de la ecología del paisaje (Brierley y Fryirs, 2005), identificados a través de la integridad ecológica entre su estructura y funcionamiento (Figura 1). La componente estructural está caracterizada por el medio abiótico (–geo–), y establece el escenario en el cual va a desarrollarse el medio biótico (–bio–) mediante diferentes procesos interactuantes que, en su conjunto, configuran la componente funcional del ecosistema. Los contextos climático y estructural (tectónica y litología) en los que se desarrolla un río constituyen los elementos control. Estos son independientes y no están afectados por otros (son los elementos matrices o primarios). La interrelación de ambos elementos a lo largo del tiempo favorece la presencia de un tipo de relieve y caracterización biogeográfica concreta, y de un régimen hidrológico y sedimentológico asociado a esas condiciones. Todos estos elementos constituyentes son dependientes y unos influyen sobre otros, pasando de una condición de dependencia a otra nueva de independencia a medida que la escala gana en detalle. La dinámica geomorfológica interviene en la construcción de un tipo de hábitat concreto (Hawkins *et al.*, 1993), por consiguiente, la comprensión ecológica de todo sistema fluvial necesita *per se*, y en primer orden, comprender la dimensión geomorfológica (Fryirs y Brierley, 2012). El factor tiempo imprime dinamismo al ecosistema fluvial mediante las perturbaciones ambientales (e.g. crecidas), que además también pueden estar inducidas por la actividad humana (Ibáñez *et al.*, 2011). Los biotopos acuáticos y terrestres están adaptados a estas condiciones cambiantes y son reflejo de los

ambientes que imperan en cada tipo de hábitat fluvial (Frissell *et al.*, 1986; Sabater *et al.*, 2009).

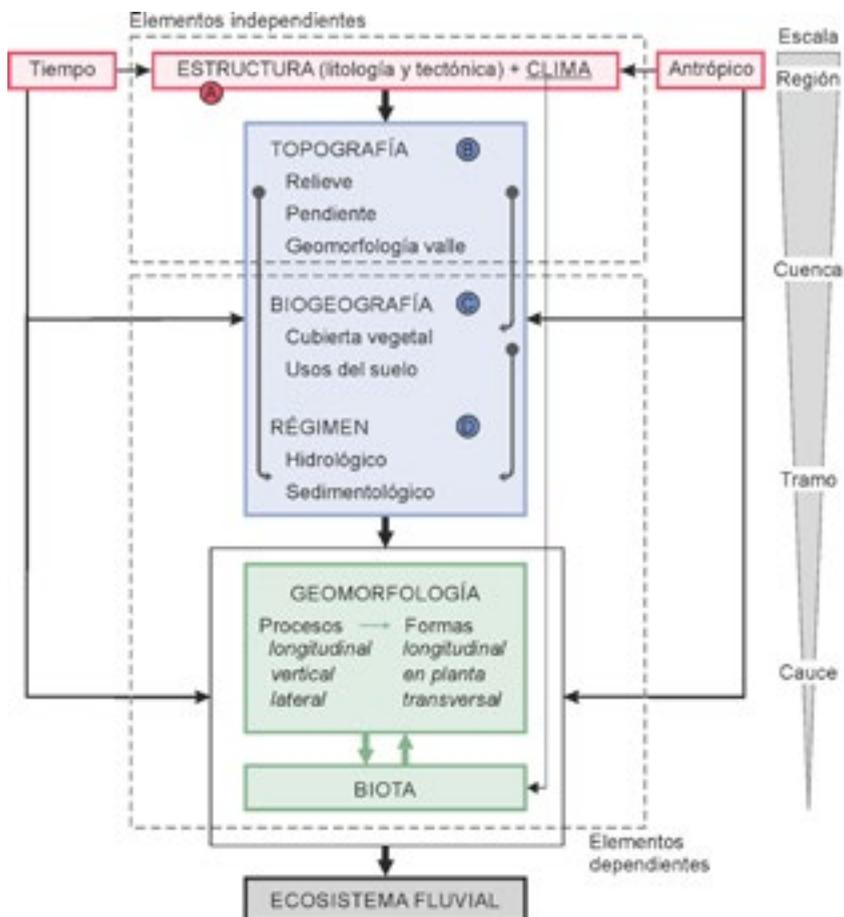


Figura 1. Estructura y funcionamiento de un sistema fluvial, donde: ● elementos control, ● condiciones impuestas, ● condiciones derivadas, ● condiciones de flujo. Modificado de Horacio (2014).

En términos de escala espacial, el sistema fluvial está constituido por diferentes subsistemas organizados jerárquicamente (cuenca, valle, vertientes, tramos, cauce, etc.). Cada una de estas escalas está más ligada a una función concreta del sistema, aunque plenamente conectada con otras (Morisawa, 1985; Ibisate *et al.*, 2011), por lo que la visión íntegra del río como sistema no se puede alcanzar mediante estudios parciales si, posteriormente, no se relacionan entre sí. La cuenca hidrográfica constituye el elemento o unidad espacial que engloba al sistema flu-

vial con mayúsculas (Gregory y Walling, 1973). A esta le suceden las subcuencas, redes de drenaje, vertientes, etc. La cuenca hidrográfica establece también un marco administrativo idóneo por su permanencia en el tiempo y capacidad de englobar territorialmente a un sistema fluvial en su totalidad (López-Bermúdez *et al.*, 1988). El cauce es el elemento de mayor relevancia dentro del sistema fluvial porque su dinámica y características geomorfológicas son *espejo* de las condiciones biofísicas de la cuenca y de los procesos que en ella suceden (Figura 1). En un sentido amplio, el cauce incluye el lecho, la zona de ribera y la llanura de inundación.

La dinámica espacio-temporal de los (sub)sistemas fluviales imprime una enorme complejidad para su estudio debido al amplio espectro de relaciones y sinergias que subyacen entre los subsistemas. Estas características de los sistemas fluviales ha supuesto que, en las últimas décadas, científicos interdisciplinarios de ciencias de la tierra y biológicas crucen sus campos de acción. Amoros y Petts (1993) establecen cuatro grandes dimensiones para explicar el funcionamiento e integración de los diferentes subsistemas fluviales que componen un río: longitudinal, transversal, vertical y temporal. La primera dimensión se refiere al recorrido longitudinal del río, desde aguas arriba (fuente) a aguas abajo (desembocadura). Los cambios de las características físicas (relieve y pendiente), de caudal (sólido y líquido), de régimen hídrico o la carga de nutrientes, entre otros, que se suceden en el perfil longitudinal del río, generan un continuo de procesos físicos y bióticos asociados (Lara *et al.*, 2007; Butler y Sawyer, 2012). La dimensión transversal se corresponde con todos los ecosistemas que forman parte del sistema fluvial en un punto concreto de la red de drenaje, desde el cauce principal a los secundarios, cauces abandonados, llanura aluvial, etc. La sucesión de eventos de crecida que tienen lugar con el paso del tiempo ha ido conformando la llanura de inundación del río. Esta llanura puede sectorizarse desde el punto de vista de la gestión del riesgo de inundabilidad (periodo de retorno), con unas dimensiones transversales perfectamente ajustadas a las necesidades de disipación energética que precisa el río en cada momento (Nanson y Croke, 1992). La Estrategia Nacional de Restauración de Ríos denomina a este espacio *territorio fluvial* (en otros países *room for rivers*, *espace de liberté fluvial*, *free space for rivers*, *space to move*, *river widening*). El territorio fluvial podría definirse como aquel terreno dominado por un sistema fluvial, en el que se incluye el cauce menor, el corredor ribereño y, parcial o totalmente, la llanura de inundación (Dister *et al.*, 1990; Malvoï *et al.*, 1998; Ollero y Ibisate, 2012). Por su parte, la dimensión vertical se refiere a la estratificación de los ecosistemas de superficie (terrestres y acuáticos), lo hiporreico y el acuífero aluvial, con gran transcendencia desde el punto de vista metabólico y biológico. La dimensión temporal es responsable de todos los cambios producidos en el sistema a diversas escalas (Wainwright *et al.*, 2011).

Las funciones ecológicas que realizan los ríos a través de las cuatro dimensiones quedan retratadas en las zonas de ecotono, representadas, fundamentalmente, por riberas, llanuras de inundación y zonas hiporreicas (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Las fluctuaciones de caudal regulan estas zonas de ecotono y los intercambios ecológicos entre biotopos acuáticos y terrestres del sistema fluvial. El corredor ribereño ejerce seis grandes funciones (FISRWG, 1998): de hábitat (la diversidad de gradientes presentes en el corredor fluvial deriva en riqueza de hábitats), de barrera (obstáculo físico natural para numerosos flujos de materia y energía), de corredor (actúan como dispersores de semillas), de filtro (retienen organismos, nutrientes y sedimento de forma selectiva), de fuente (aporte de materia orgánica, minerales, sedimentos o agua) y de sumidero (son disipadores de energía y almacenes de agua, sedimentos, organismos y restos orgánicos). La llanura de inundación o cauce mayor es el espacio en el que se almacena temporalmente el agua de las crecidas, se disipa la energía y se reduce el caudal-punta de la crecida aguas abajo. Pero es también un espacio para la acumulación de sedimentos, de recarga del acuífero aluvial y contenedor del corredor ribereño. La zona hiporreica se localiza en el contacto entre las aguas de origen superficial y subterráneo. Se trata de un ecotono fundamental en el mantenimiento e integridad de los ecosistemas acuáticos, siendo el espacio que alberga los intercambios de agua, energía, nutrientes y organismos entre el medio acuático superficial (río) y el medio subterráneo (acuífero) (Boulton *et al.*, 2010). Los ambientes hiporreicos adquieren gran relevancia en episodios de crecidas y estiajes por su papel regulador, almacenando agua en el primer caso y suministrándola a la fauna y flora fluvial en el segundo.

Un río es, entonces, un sistema natural autoconstruido, con unos procesos y formas diseñados para ejercer eficazmente su función ecológica de transporte de caudal líquido, sólido y biológico, constituyendo un ecosistema no determinístico, heterogéneo y en equilibrio dinámico. Las crecidas ejercen un papel preponderante en estos procesos porque tienen la capacidad de modificar más el paisaje fluvial que decenas de años de escorrentía normal. El incremento de los flujos de energía que se produce durante las crecidas, hace que se superen los umbrales de resistencia (e.g., cantos y gravas comienzan a moverse o hay gran actividad sobre las orillas y la base del lecho) y se aceleren los procesos geomorfológicos de erosión, transporte y sedimentación y aumenten las interacciones, base fundamental del correcto funcionamiento de los cursos fluviales como ecosistemas. Estos cambios ambientales derivan en una autorregulación permanente por parte del sistema mediante las propias morfologías, que se autoconstruyen y dimensionan (e.g., conos, llanuras de inundación, escalones, rápidos...). Las crecidas tienen, además, un valor *sanador* para gran parte de la biota mediante la renovación del perifiton, la regeneración de frezaderos o la eliminación de sedimentos finos que cubren los

intersticios y obstaculizan la dimensión vertical. Desde el punto de vista de la dilución de vertidos, las crecidas proporcionan una oportunidad única para la *limpieza* de los mismos, especialmente en sistemas mediterráneos con eventos de crecida cada vez más espaciados. Las crecidas son, en consecuencia, el motor del buen funcionamiento geomorfológico y ecológico del sistema fluvial (Horacio, 2015b), lo que se traduce en el aporte de servicios ecosistémicos de gran valor para la sociedad (Palmer and Richardson, 2009; Honey-Rosés *et al.*, 2013; Vidal-Abarca *et al.*, 2014).

2. ALTERACIONES DEL FUNCIONAMIENTO FLUVIAL Y AJUSTES DEL SISTEMA FRENTE A LOS IMPACTOS NEGATIVOS

La integridad ecológica es la base del funcionamiento de un sistema fluvial, siendo la geodiversidad y biodiversidad una consecuencia, y síntoma, de buen funcionamiento. Las fluctuaciones de caudal regulan los intercambios ecológicos entre los diferentes componentes del sistema fluvial y aseguran la integridad del ecosistema, que requiere del mantenimiento de un nivel adecuado de conectividad entre los procesos hidrológicos, geomorfológicos y bióticos, además de unas condiciones físico-químicas adecuadas. La heterogeneidad de especies acuáticas y terrestres que componen un río es, en definitiva, resultado de la adaptación a la diversidad de hábitats derivados de los regímenes de perturbación natural (Junk *et al.*, 1989, Tockner *et al.*, 2002). Aunque la pérdida de diversidad biológica es un problema, la pérdida de integridad biológica incluye la pérdida de diversidad y, además, la ruptura de los procesos necesarios para generar la diversidad futura (Brierley y Fryirs, 2005).

La funcionalidad del sistema fluvial está regulada por la presencia de inestabilidades locales (perturbaciones naturales). La dinámica hidrogeomorfológica y sus formas asociadas determinan la estructura del sistema fluvial, por lo que su preservación es esencial para proteger la integridad ecológica, que requiere una mayor dependencia de la gestión preventiva, en lugar de la reactiva, y de un enfoque más centrado en los paisajes que en las poblaciones (Brierley y Fryirs, 2005). La estabilidad global del sistema fluvial es garante de su funcionalidad, por lo que cualquier alteración que rompa ese equilibrio será perjudicial para el sistema. El río tiene diferentes mecanismos de ajuste frente a las perturbaciones, aunque su eficacia dependerá de la intensidad y/o duración con que estas se manifiesten. Cada sistema fluvial se mueve en unos umbrales de estabilidad concretos, con lo que la sensibilidad de los ríos a los impactos también será diferente. Cuando se rebasen estos umbrales el río activará sus mecanismos de reajuste para retornar el sistema

a su situación de equilibrio y dentro de los umbrales que así la definen. Un sistema fluvial *saludable* será siempre más resiliente frente a una perturbación externa, es decir, estará más adaptado para recuperar su situación previa a esta.

La alteración del funcionamiento del río puede ser causada tanto por factores naturales como antrópicos, aunque los primeros forman parte de la propia dinámica del sistema (siempre que no sean inducidos). Algunos episodios naturales de gran intensidad pueden someter al río a un estado de histéresis, por ejemplo, por aportaciones masivas de material derivado de un desprendimiento. Las intervenciones humanas y el modo de gestionar los sistemas fluviales suelen derivar, con mayor o menor intensidad, en una desconexión entre subsistemas (tramos longitudinales, bandas transversales y capas verticales). Si el grado de perturbación es de una intensidad muy elevada, capaz de superar los umbrales de resiliencia soportables por el río, este entra en un estado de degradación que, en ocasiones, es irreversible. En el último siglo la situación ha sido especialmente dramática, con un enorme legado de impactos negativos que han supuesto la pérdida de numerosos tipos fluviales, simplificándose su geodiversidad y biodiversidad (Ollero *et al.*, 2016).

El modelo jerárquico de la estructura y funcionalidad fluvial expuesto en la Figura 1, refleja cómo las condiciones de flujo (régimen hidrológico y sedimentológico) son las variables ajustables y portadoras de las características de las variables control (independientes) de menor escala espacial. Aunque la relación entre unas y otras variables no es la misma para las diferentes escalas de análisis, es decir, las variables dependientes dejan de serlo a escalas de más detalle para convertirse en variables independientes o de control. Por ejemplo, a una escala temporal amplia, la red de drenaje es una variable ajustable y dependiente del clima y la estructura (Figura 1). Para una escala de detalle, la componente tectónica no tendrá significancia en el estudio de la erosión de orillas.

Leopold y Maddock (1953) relacionaron matemáticamente la geometría hidráulica del cauce con la magnitud (volumen) y frecuencia del caudal, esto es, con las condiciones de flujo. El estado de ajuste metaestable que alcanza un río tiene su representación en una geometría de equilibrio del cauce, con lo que cualquier alteración directa o indirecta sobre las condiciones de flujo, o sobre sus variables externas de control, repercute, en mayor o menor medida, sobre el diseño geométrico del cauce realizado por el río (anchura y profundidad). Si la perturbación rebasa los umbrales de reacondicionamiento del equilibrio dinámico de ese río, se estará produciendo un impacto hidrogeomorfológico que lo aleja de sus condiciones naturales, y con consecuencias directas sobre el medio biótico. En líneas generales, se puede establecer la siguiente relación entre caudal líquido (Q_L), caudal sólido (Q_S) y los procesos de degradación (erosión, E) y agradación (sedimentación, S):

$$+Q_L \rightarrow E; +Q_S \rightarrow S; -Q_L \rightarrow S; -Q_S \rightarrow E$$

En suma, la rotura del balance entre caudal líquido y sólido de un río es sintomática de un impacto que está perturbando la integridad ecológica del sistema fluvial. A una escala temporal corta, actual, por tanto, se supone que los regímenes de caudal líquido y sólido son relativamente constantes, aunque a escalas temporales más largas ya no sea así (e.g. oscilaciones climáticas). Las alteraciones de los controles externos de la cuenca (clima, estructura y actividad humana) afectan a la generación de flujo y producción de sedimentos, modificando los procesos y las formas del cauce. Estos impactos pueden ser difíciles de detectar, aunque la modificación de la geometría del cauce como respuesta al impacto ayuda a predecir la dirección del cambio (Charlton, 2008). Generalmente existe un desfase entre la perturbación y la respuesta asociada. Así, una vez que se produce la perturbación hay un *tiempo de reacción* en el que el impacto del cambio es absorbido por el sistema, seguido de un *tiempo de ajuste* en el que el sistema alcanza un nuevo equilibrio. Si el sistema logra retornar a su estado original, el impacto forma parte de la dinámica natural del río, o bien este tenía la suficiente resiliencia como para absorberlo. El no retorno se traduce en un impacto severo sobre el río.

Los cambios climáticos que ha sufrido la Tierra suponen un tipo de impacto indirecto, pero que influye directamente sobre variables control de los regímenes hidrológico y sedimentológico (vegetación → generación de escorrentía → producción de sedimentos). En la actualidad, la velocidad del Calentamiento Global se está produciendo, para muchos ecosistemas, a mayor ritmo que la capacidad de adaptación de sus especies. No obstante, la mayor parte de los impactos son de tipo directo y tienen un efecto rápido. Están muy relacionados con las sociedades consumistas y urbanas (Figura 2). Casi todas las actividades humanas tienen impacto sobre los sistemas fluviales pues, conviene recordar, todos vivimos dentro de una cuenca hidrográfica. Los impactos directos más perjudiciales están relacionados con actividades extractivas de caudal líquido y sólido (áridos), modificación del régimen natural de caudales (Poff *et al.*, 1997) e invasión del espacio fluvial. La expansión urbana derivada del crecimiento demográfico, supone una mayor demanda de áridos y agua, espacio para su expansión y obras para estabilizar la dinámica fluvial mediante infraestructuras rígidas (e.g. embalses, canalizaciones). La agricultura, tanto intensiva como extensiva, es una actividad muy invasiva que consume elevadas cantidades de agua y territorio fluvial, especialmente el ribeño, exigiendo obras de regulación y defensa. Además, el uso abusivo de abonos puede llegar a contaminar el freático.



Figura 2. Presiones (causas) e impactos (efectos) hidrogeomorfológicos derivados del crecimiento demográfico y procesos de urbanización.

La extracción de áridos (gravas y arenas) para la construcción modifica sustancialmente los hábitats, altera los flujos de agua y genera un desequilibrio energético que deriva en la erosión del lecho. Los embalses, tan extendidos entre las décadas de los años 40 y los primeros años del siglo XXI para la producción hidroeléctrica, constituyen una infraestructura que modifica el régimen natural de caudales, actúa como trampa sedimentaria y rompe el continuo longitudinal del río. Otro tipo de actividades, generalmente vinculadas con el ocio, como la navegación fluvial, los paseos fluviales o la limpieza de cauces, suponen una *artificialización* del río.

El estudio de las alteraciones del funcionamiento fluvial y ajustes del sistema frente a los impactos supone construir un marco que describa, explique y prediga de manera significativa el carácter y el comportamiento de los ecosistemas acuáticos (Brierley y Fryirs, 2005). El enorme entramado ecológico, paisajístico y territorial que teje un río obliga a que este proceso se fundamente en principios científicos interdisciplinarios.

3. INDICADORES E ÍNDICES PARA EL DIAGNÓSTICO FLUVIAL

3.1. La propuesta de diagnóstico de la Directiva del Agua: el estado ecológico

En Europa, el sistema de diagnóstico y evaluación de la calidad ecológica fluvial se estableció en la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE (European Comisión, 2000). Con anterioridad, el diagnóstico se basaba principalmente en algunos parámetros físico-químicos, en lo que se conoce comúnmente como *calidad del*

agua (Hering *et al.*, 2003). Pero es evidente que los ríos no son solo agua, sino mucho más, y que la depuración solo soluciona una parte pequeña del problema, de las múltiples presiones e impactos que sufren los ríos. Por otro lado, no hay que olvidar que las mayores exigencias del proceso decisorio establecido por los tratados comunitarios para legislar sobre la gestión (cuantitativa) de las aguas impulsó a la Comisión, preocupada por la escasa eficacia de la legislación existente en materia de calidad de las aguas, a proponer una directiva sobre *calidad ecológica*, que, si bien no prosperó, constituyó el precedente inmediato de la DMA. Los indicadores biológicos ya se venían empleando, inicialmente los saprobios y desde los años ochenta los macroinvertebrados, tanto en Europa como en América del Norte. Pero con la Directiva los parámetros biológicos adquieren un peso mucho más relevante para definir el estado ecológico (Bailey *et al.*, 2004). Esto constituye un avance notable y amplía la perspectiva porque los parámetros físico-químicos (temperatura, oxígeno disuelto, saturación y DBO₅, conductividad, pH, NH₄, NO₃, PO₄, contaminantes específicos) se siguen incluyendo en el diagnóstico, y además aparecen los parámetros hidromorfológicos, que hasta entonces no se recogían en ninguna evaluación. En suma, la gran aportación de la Directiva Marco del Agua ha sido considerar el agua en su contexto, en el del ecosistema fluvial en su conjunto, estableciendo el estado ecológico como paradigma y objetivo. Ahora bien, en la evaluación y mejora ambiental de los ecosistemas fluviales no interviene normativamente solo esta directiva, sino también las normas de calidad ambiental (Directiva 2013/39/CE y RD 817/2015) y otras directivas como las de hábitats (92/43/CEE) y aves (2009/147/CE).

La evaluación biológica se basa en los límites de tolerancia de los organismos que habitan en el río ante condiciones ambientales e impactos (Vidal-Abarca *et al.*, 2015). Variaciones espaciales o temporales en la composición y estructura de las comunidades biológicas pueden interpretarse como signos de alteración. Estas respuestas pueden detectarse mediante índices bióticos y análisis multivariantes, empleando las comunidades con mayor facilidad de identificación o con más especies con alto valor indicador. Así, los macroinvertebrados y las algas diatomeas han sido los grupos más utilizados por su buen conocimiento, ubicuidad, por ser sedentarios y, por tanto, altamente sensibles, por la diversidad de amplitud de sus ciclos de vida y por mostrar diferentes grados de tolerancia a diferentes tipos de alteraciones (Sánchez Montoya y Suárez, 2014). A estos grupos la Directiva 2000/60/CE añade la flora acuática (macrófitos) y la ictiofauna.

Las diatomeas forman parte del fitoplancton y son algas de exoesqueleto silíceo, cuyas estructuras permiten identificar las especies con gran exactitud. Su desarrollo está asociado a la disponibilidad de luz y de nutrientes, siendo muy sensibles a las variaciones físicas y químicas de las aguas y muy abundantes en los

sistemas fluviales. Son buenas indicadores de la contaminación y de las tasas de renovación y efectos de embalses. Se utilizan el índice de poluosensibilidad específica IPS (Zelinka y Marvan, 1961) y el índice multimétrico de diatomeas MDIAT.

Los macroinvertebrados son visibles al ojo humano, principalmente artrópodos (insectos, moluscos y crustáceos) dominando los insectos en etapas larvarias, pero también oligoquetos, hirudíneos y con menor frecuencia celentéreos, briozoos o platelmintos. Son útiles para la detección y seguimiento de las presiones físico-químicas (contaminación, eutrofización) e hidromorfológicas (alteraciones de caudal y de la geomorfología del lecho). El índice más empleado es el *Iberian Biomonitoring Working Party IBMWP* (Alba-Tercedor *et al.*, 2002).

Los macrófitos se emplean de forma secundaria, pero también son útiles para identificar reducciones de la transparencia del agua y situaciones de eutrofia, así como algunas presiones hidromorfológicas.

Los peces son buenos indicadores de la calidad medioambiental, con mucha tradición de uso en Norteamérica, ya que representan diferentes niveles tróficos y se sitúan próximos al vértice de la pirámide, reflejando el estado del ecosistema en su conjunto. Su longevidad, tamaño y movilidad son también caracteres muy positivos como indicador, permitiendo una escala temporal mayor, pero también espacial, a nivel de tramo o segmento fluvial, a diferencia de los otros indicadores biológicos, que se localizan a escala microhábitat. Sirven para identificar la contaminación, la eutrofia y la desoxigenación del agua, así como los cambios en el hábitat y la continuidad del cauce. Como indicador se utiliza la proporción de individuos de especies autóctonas.

El concepto de condición de referencia (i.e. Bailey *et al.*, 2004) define y cuantifica la salud de los ecosistemas, midiendo la condición o el estado de los ecosistemas como la desviación respecto a la que presentaría un ecosistema en estado natural. La identificación de las condiciones de referencia en los distintos tipos de ríos puede realizarse, según directrices de la DMA y la guía REFCOND (Wallin *et al.*, 2003), a partir de los resultados del análisis de las presiones e impactos (IMPRESS) de las masas fluviales. La comunidad de referencia se define como «la comunidad biológica que se espera que exista donde no hay alteraciones antropogénicas o estas son de muy escasa importancia». Las condiciones de referencia actuales y los umbrales entre los niveles de estado ecológico para los diferentes indicadores se encuentran recogidos en 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. El principio de cálculo utilizado es el «uno fuera, todo fuera», haciendo referencia a que el diagnóstico emitido es el peor entre los que ofrecen los distintos indicadores utilizados (Durán *et al.*, coords., 2013).

La evaluación final del estado ecológico se realiza según los indicadores biológicos, siendo modificada por la evaluación de los indicadores físico-químicos (pueden hacer bajar hasta estado ecológico moderado) y por los hidromorfológicos (pueden hacer bajar hasta estado bueno). Esta metodología se encuentra esquematizada en la Figura 3.



Figura 3. Diagrama de prioridades en el cálculo del buen estado ecológico a partir de la Directiva 2007/60/CE y de la guía REFCOND (adaptado de Wallin *et al.*, 2003 y Toro *et al.*, 2009).

3.2. Nuevas perspectivas en el diagnóstico: los indicadores hidromorfológicos

En la última década se ha ido confirmando, desde diferentes ámbitos científicos y técnicos, la necesidad de que los indicadores hidromorfológicos adquirieran una mayor importancia y una mejor resolución. Paralelamente, el empleo de condiciones de referencia para el diagnóstico se ha puesto cada vez más en entredicho (i.e. Dufour y Piégay, 2009; Klösch y Habersack, 2017), de manera que los índices más recientes intentan evitarlas. Desde esta doble perspectiva se han generado

nuevas herramientas, que también aportan alternativas a algunos recursos que han sido muy empleados desde finales del siglo XX, como el protocolo de caracterización RHS (Raven *et al.*, 1998) o los índices que sugería la administración estatal para el diagnóstico hidromorfológico: el QBR (Munné *et al.*, 1998) y el IHF (Pardo *et al.*, 2002). Así, un nuevo diagnóstico hidromorfológico, más apoyado en criterios e indicadores hidrológicos y geomorfológicos que los precedentes, se ha mostrado muy útil, y ha puesto en evidencia que, en muchos casos, el estado hidromorfológico era peor que el físico-químico y el biológico y, por tanto, tendría que haber sido más relevante en la evaluación (Ballarín y Rodríguez, 2013). Sin embargo, se mantiene el problema de que la condición hidromorfológica sigue sin ser decisiva para evaluar ecosistemas acuáticos impactados antrópicamente, ya que sigue subordinada a la desviación biológica y solo entre el muy buen y buen estado. Pero es cada vez más evidente que la evaluación biológica no informa ni alerta sobre las condiciones previas y básicas, hidromorfológicas, que son necesarias para el establecimiento dinámico del ecosistema y su mantenimiento sostenible y resiliente (Klösch y Habersack, 2017). Además, la evaluación biológica puede dar resultados engañosos temporalmente como consecuencia de procesos de dinámica hidromorfológica, mientras que la evaluación hidromorfológica sí atiende esos procesos y los enmarca en el contexto de equilibrio dinámico.

De acuerdo con Fryirs (2015), en el diagnóstico hidromorfológico dominan los indicadores de respuesta (síntomas en las características del río) frente a los de presión (causas, acciones y trayectorias). El índice IHG (Ollero *et al.*, 2007, 2011a) integra los dos tipos de indicadores, habiéndose aplicado en diferentes estudios técnicos, propuestas de restauración fluvial, trabajos académicos y proyectos educativos (Ollero *et al.*, 2009; Mora *et al.*, 2012; Ballarín y Rodríguez, 2013). Este índice es bien valorado por su aplicación universal a cualquier tipo de curso fluvial (Belletti *et al.*, 2015).

Desde el punto de vista del diagnóstico aplicado se han desarrollado metodologías, ya no solo de valoración, sino de tramificación o fragmentación de la red fluvial con objeto de abordar los análisis con un criterio geomorfológico, y no de masa de agua u otra segmentación que no se adapta a la realidad hidromorfológica. Destaca la propuesta técnico-operativa de Rinaldi *et al.* (2010), que plantea una metodología de clasificación en función del confinamiento o no del valle, de la unidad fisiográfica y de la morfología del cauce. Además de esta parte de tramificación, también hay una propuesta de valoración, mediante el índice MQI (*Morphological Quality Index*), en el que se evalúan hasta 28 parámetros (Rinaldi *et al.* 2012).

También hay que hacer referencia al *River Styles Framework* (Brierley y Fryirs, 2005) como uno de los procedimientos de integración geomorfológica que mayor

importancia otorga a las formas, procesos y al conocimiento de las cuencas hidrográficas, con una excelente base científica, dirigido al conocimiento y análisis, pero también orientado a la gestión de estos espacios. Conocer cómo eran los ríos, cómo se han modificado (temporal y espacialmente), cómo han ido generando formas o los procesos que están presentes, entre otros, es la clave para conocer cómo se comportará el río en un futuro cercano y, en consecuencia, cómo se puede actuar para evitar amenazas al sistema fluvial.

La administración estatal (MAPAMA, confederaciones hidrográficas) ha incrementado su interés por la evaluación hidromorfológica, añadiendo a sus protocolos oficiales aplicaciones concretas de índices como el IHG para las alteraciones geomorfológicas o el software IAHRIS (Martínez Santa-María y Fernández Yuste, 2010, 2004) para las hidrológicas. Ello llevó al Ministerio (entonces MAGRAMA) en 2013 a la elaboración de un protocolo de caracterización (MAGRAMA, 2016) fiel a los principios y estructura de trabajo de la DMA, pero que incorpora las nuevas tendencias y está siendo completado en 2017 con una métrica de evaluación que valora 6 parámetros: caudal e hidrodinámica, conexión con aguas subterráneas, continuidad, variación de la profundidad y anchura, estructura y sustrato del lecho y estructura de la zona ribereña. De forma paralela y desde el ámbito mediterráneo, principalmente desde la Confederación hidrográfica del Júcar, hay un gran interés por evaluar las masas de agua temporales, y en especial las de carácter efímero, por su notable presencia en el territorio y su marcada problemática, especialmente hidromorfológica. Esta preocupación, materializada en parte en el marco del proyecto Life TRivers, ha llevado a la colaboración para una versión específica del índice IHG para ríos efímeros (IHG-E). Se trata del índice más adaptable a las características de estos cursos fluviales, y se busca también la integración de la nueva versión del mismo con el protocolo del Ministerio, que igualmente ha visto la necesidad de contar con un apartado especial para este tipo de cursos de agua. Hay que señalar que la legislación española establece como río efímero el que lleva agua superficial en menos de 100 días al año, aunque en la mayor parte de los casos se trata de cursos que solo registran caudal hídrico a raíz de esporádicas precipitaciones intensas.

Las perspectivas más recientes en la evaluación hidromorfológica dan máxima importancia como indicador a los sedimentos, ya que tanto la morfología como los procesos morfodinámicos y los hábitats están determinados por el régimen sedimentario y el estado de las fuentes de sedimentos, cuya consideración, sin embargo, es nula en los esquemas de la Directiva (Klösch y Habersack, 2017).

3.3. Herramientas y observaciones clave para el diagnóstico y el seguimiento hidromorfológico

De acuerdo con lo expuesto hasta aquí y con la necesidad de evaluar de forma eficiente, es decir, en poco tiempo, con presupuesto bajo y con alta eficacia, puede realizarse una propuesta de acciones clave en el diagnóstico hidromorfológico que impliquen herramientas y observaciones sencillas y útiles. Hay que considerar que es fundamental constituir un protocolo que se repita en el tiempo, de manera que se obtenga un diagnóstico periódico a lo largo de un seguimiento (Ollero *et al.*, 2011b; Ollero, 2015). Algunos de los síntomas de interés no se podrán confirmar hasta que no pasen plazos temporales medios y largos o hasta que no se registren crecidas o caudales geomórficos, en cuyo caso hay que proceder al monitoreo posterior al evento. Del mismo modo, el diagnóstico no debe ser una acción puntual en el espacio, sino que adquirirá mayor utilidad cuando se realice en diferentes tramos de río y en diferentes ríos, permitiendo comparar e identificar las causas de las diferencias.

Tramificación y elección de áreas de muestreo

Es una primera tarea imprescindible. Si es necesario trabajar sobre una masa de agua, habrá que seleccionar dentro de esta varios tramos si es que hay diferencias geomorfológicas marcadas entre unos y otros. Dentro de cada tramo habrá que seleccionar un área de muestreo que sea representativa y accesible.

Análisis de cuenca vertiente

Es imprescindible obtener la máxima información cuantitativa de toda la cuenca vertiente a la masa de agua a evaluar, en especial sobre parámetros climáticos (registro, régimen y evolución de las temperaturas, las precipitaciones y la evapotranspiración) y usos del suelo, incluyendo cartografía evolutiva de los mismos.

Información e identificación de presiones

Hay que documentar y lograr la máxima información posible de todas las presiones humanas en el tramo a evaluar y en la cuenca aguas arriba del mismo: información de alteraciones hidrológicas, localización y características de embalses, derivaciones, centrales hidroeléctricas, acequias, trasvases..., estructuras longitudinales y transversales, vados, puentes, defensas, extracciones, dragados, construcciones en la zona inundable, áreas impermeabilizadas, etc.

Caracterización hidrológica

El régimen de caudales es un elemento clave vertebrador del ecosistema fluvial, requiriendo el análisis de las variaciones intermensuales e interanuales del caudal

con sus características asociadas de estacionalidad, duración, frecuencia y tasa de cambio (Poff *et al.*, 1997). Un régimen natural de caudales garantizará la funcionalidad, la geodiversidad y la biodiversidad fluviales. En especial las crecidas son el motor del funcionamiento fluvial, por lo que deben ser analizadas y caracterizadas con máximo detalle. Si se dispone de estación y datos de aforo es imprescindible realizar, por tanto, un trabajo de caracterización hidrológica del área de estudio abordando todos los parámetros hidrológicos señalados. Si no hay datos de aforo se trabajará al menos el régimen de crecidas a través de información hidrometeorológica de áreas próximas y con apoyo de observaciones en campo.

Fotointerpretación y mapa geomorfológico

En gabinete y, si las dimensiones del curso fluvial lo permiten, se analiza el trazado del cauce y los cambios sufridos a lo largo del tiempo a través del análisis diacrónico de las distintas ortofotografías disponibles, así como la presencia de modificaciones en el mismo: cambios en la tipología del cauce, anchura, rectificaciones, cortas de meandros, retranqueos de orillas, etc. Este análisis de ortofotos permite también valorar la evolución de los depósitos sedimentarios en el cauce del río, y si han experimentado una colonización vegetal, en cuyo caso nos revelan una mayor estabilidad y menor movilidad del sedimento. A través de este análisis en gabinete de las ortofotos también se puede valorar la funcionalidad de la llanura de inundación, su extensión, la ocupación por usos que limiten la natural expansión de las aguas en crecidas, la presencia de rellenos que sobreeleven la misma e intensifiquen la desconexión, etc. Al mismo tiempo, a través del análisis de la evolución del trazado y de la información de mapas geomorfológicos, se puede valorar el espacio fluvial potencialmente erosionable. Finalmente, a través de esta documentación fotográfica se puede comprobar la anchura, continuidad y composición del corredor ribereño. Todos estos análisis permiten completar mapas geomorfológicos de las áreas de estudio representando todos los elementos y procesos del sistema fluvial.

Morfometría o medición de morfologías y relación con caudales geomórficos

La documentación de formas a través de escáneres, fotogrametría, drones o con técnicas de *Structure from Motion* proporcionan información precisa sobre las mismas. Alternativas más sencillas como la fotografía convencional proporcionan también una valiosa información y, en ocasiones, suficiente para valorar el tipo y estado de las formas. Si además se realizan mediciones sobre la sección del cauce y pendiente, se pueden obtener algunos parámetros básicos como caudal geomórfico, relación anchura/profundidad y potencia específica, que informan sobre la dinámica del cauce y permiten comparar unos casos con otros. La definición de varios caudales formativos clave en cada tramo permitirá identificar síntomas

de alteración y asociar dichos síntomas a factores climáticos, geomorfológicos o antrópicos (Ollero, 2011).

Verificación de procesos geomorfológicos

A través del trabajo de campo es importante reconocer y documentar mediante fotografías y mediciones las evidencias que informan sobre los procesos geomorfológicos activos, a través de los síntomas de erosión (erosión de orillas, incisión...) y sedimentación (en forma de agradación del lecho, acreción de orillas...). Puede contarse también con el apoyo de registros topográficos antiguos, si los hay, que informan de evolución y tendencias. De igual manera, a través del análisis del tramo, es importante localizar los rápidos y remansos, analizar la distancia que se da entre secuencias y valorar su grado de naturalidad. Aprovechando ese recorrido se pueden identificar las huellas de crecidas, analizando la altura a la que se encuentran y la dimensión horizontal alcanzada. En caso de preverse futuras valoraciones del tramo, es interesante su equipamiento con testigos que puedan proporcionar información cuantitativa de tasas de erosión, sedimentación, migración, contracción, etc.

Muestreo de sedimentos

En el campo, a través de muestreos superficiales y subsuperficiales, se puede realizar un análisis del grado de naturalidad del transporte de sedimentos mediante el análisis de la granulometría, morfometría, movilidad, clasificación, acorazamiento y competencia. El análisis granulométrico longitudinal de barras emergidas y del lecho se realiza siguiendo el método de Wolman (1954), a través de la medición del eje b de los clastos; el análisis subsuperficial se desarrolla mediante métodos volumétricos. La identificación de síntomas de acorazamiento, imbricación y encostramiento, da información de la eficacia del transporte de sedimentos y su competencia. Igualmente es importante identificar las acumulaciones de madera muerta o la presencia de restos leñosos aislados, así como su incidencia en los procesos geomorfológicos tanto aguas arriba como aguas abajo de los mismos.

Muestreo de vegetación

Completando la información que se ha podido recabar a través del análisis de las fotografías aéreas, conviene identificar las presiones no apreciables que alteran la naturalidad del cauce y las riberas. Es preciso analizar la densidad de la vegetación en el cauce y en las orillas, los posibles síntomas de matorralización, la estructura transversal de la vegetación de ribera en relación a su vínculo con el flujo, su grado de madurez y la presencia de las distintas especies. Comprobar el grado de colonización vegetal dentro del cauce menor y su evolución es importante para valorar la funcionalidad hidromorfológica e identificar causas de estabilización.

Interpretación de dinámicas y diagnóstico final

Toda la información recabada permite obtener un diagnóstico del estado del tramo o masa de agua, que puede cuantificarse a través de un índice como, por ejemplo, algunos de los expuestos anteriormente, y que sistematice todas las observaciones realizadas. Puede llegarse a la interpretación de relaciones causa-efecto (Figura 2) y a su cuantificación para cada cambio registrado y para cada causa identificada. Ello permite detectar claramente su estado global, pero también conocer cuáles son los parámetros que disminuyen su valoración. Esta información resulta de enorme utilidad para plantear actuaciones de mejora, rehabilitación o restauración, al identificar los elementos que degradan su estado, y permite aplicar medidas concretas. La obtención nuevamente de toda la información y su aplicación en un índice tras un tiempo, permite conocer la tendencia en el estado del tramo o masa de agua y valorar la eficacia de las medidas adoptadas, si lo han sido, o la respuesta del ecosistema fluvial ante los cambios acaecidos en la cuenca y en el curso fluvial. Es recomendable que se realice una evaluación anual o, a lo sumo, cada dos años. No obstante, el plazo dependerá del tipo de río, de su dinámica o de la actuación que se quiera monitorizar, o incluso si se ha visto degradado por una presión o impacto nuevo. En el caso de la DMA, la cadencia es de 6 años.

Alternativa ultra-rápida

En situaciones de trabajo extensivo con muy poca disponibilidad de tiempo se puede proceder a un muestreo muy rápido por una sola persona en un máximo de 30 minutos:

- Se debe previamente de un listado de presiones y de una ortofoto ampliada sobre la que marcar elementos, e obtenga un diagnóstico preparar previamente y llevar al campo un listado de presiones y una ortofoto ampliada, lo más reciente posible, sobre la que marcar elementos. Se conocerán también a partir de fotointerpretación y datos LiDAR o MDT la pendiente, anchura y morfología básica del área de muestreo.
- Se fotografían las formas del cauce, fondo del lecho y orillas.
- Se identifican y fotografían indicios de erosión y sedimentación, posibles síntomas de incisión o acreción y huellas de crecidas recientes.
- Se marcan en la ortofoto *riffles* y *pools* o morfologías longitudinales presentes.
- Se comprueba y se fotografía con detalle la movilidad, clasificación e imbricación de sedimentos si la hay.

- Se fotografían, y se marcan en la ortofoto si son relevantes, los elementos y acumulaciones de madera muerta.
- Se mide el eje b de los 5 sedimentos superficiales naturales más grandes encontrados en el área de muestreo.
- Se coloca en un punto representativo de una zona del cauce en seco una plantilla de 30x30 cm y se realiza una foto vertical del cuadro. A continuación se retira con cuidado la capa de sedimento superficial fotografiada y se realiza una segunda foto, en este caso del sedimento subsuperficial. Con estas dos imágenes se podrán estimar en gabinete la granulometría y la morfometría de los sedimentos y el acorazamiento.
- Se comprueba la vegetación dentro del cauce, señalando su cubrimiento aproximado sobre la ortofoto.
- Se fotografían y localizan en la ortofoto presiones e impactos que no estuvieran recogidos en el listado previo.

El protocolo expuesto, tanto el general como el ultra-rápido, se desarrolla de forma completa para cauces aluviales, pero puede simplificarse mucho para cauces en roca.

4. DEL DIAGNÓSTICO A LA RESTAURACIÓN

Como se ha visto, el diagnóstico integrado en un seguimiento permite evaluar el estado en cada momento, pero sobre todo evaluar las dinámicas y tendencias, comprobar cómo un curso fluvial asiste a dinámicas naturales o se ve afectado por el Cambio Global o está siendo degradado por presiones antrópicas o está recuperándose de alguna perturbación.

El diagnóstico del estado y de la calidad del ecosistema fluvial es un proceso ineludible para plantear un programa de medidas de restauración, es decir, un tratamiento contra las enfermedades del río. A su vez, los logros de dicho programa habrán de ser evaluados periódicamente en nuevas fases de diagnóstico. La restauración integral, completa, debería llevar indefectiblemente al tramo fluvial a un estado ecológico mejor y con el tiempo a un río totalmente sano. Las rehabilitaciones y mejoras parciales, mucho más frecuentes, deberían implicar al menos que el ecosistema fluvial mejore su estado, aumente sus puntos en los índices de diagnóstico y suba, como mínimo, un nivel en la escala de evaluación. Que mejore su salud aunque no pueda curarse del todo. En suma, diagnóstico y restauración deben ser procesos continuos íntimamente ligados y en permanente seguimiento. Esta es la idea fundamental del paradigma de gestión adaptativa: diagnóstico, tra-

tamiento, nuevo diagnóstico, revisión adaptativa del tratamiento, nuevo diagnóstico, nueva adaptación del proceso rehabilitador. La restauración fluvial se apoya en la gestión adaptativa y es permanente, en un proceso de mejora que perdurará en el tiempo hasta que el trabajo del río, sus ajustes naturales terminan diluyendo las acciones de restauración activa y construyendo una situación resiliente para el ecosistema.

En todo este sentido, ¿pueden establecerse unas pautas clave para un tratamiento de mejora o de restauración? Es imposible por la enorme variedad de problemas y situaciones y por la infinita diversidad fluvial. Pero no cabe duda de que el tratamiento debe buscar la mejora en los índices a través de objetivos clave como la naturalidad, la funcionalidad y la resiliencia, con elementos clave de materia (agua, sedimentos y nutrientes) y energía (crecidas y procesos geomorfológicos y ecológicos), y para todo ello es imprescindible el espacio (territorio fluvial), la conectividad (Kondolf *et al.*, 2006) y el tiempo.

A pesar de la prevalencia de los indicadores biológicos en el diagnóstico, para el éxito de la restauración es prioritario trabajar sobre la componente hidromorfológica, ya que esta constituye la base del funcionamiento y de la salud del ecosistema fluvial (Horacio, 2015a; Ollero, 2015). Así, del diagnóstico de indicadores físico-químicos derivan medidas de depuración, el diagnóstico de indicadores biológicos puede llevar a medidas de revegetación, reintroducción o consolidación de especies y lucha contra invasoras, y el diagnóstico de indicadores hidromorfológicos conduce a medidas que recuperen espacio, caudal y sedimentos. Es este tercer diagnóstico el que crea y consolida las condiciones funcionales y los hábitats y el que permitirá, en suma, que el tramo de río se recupere en su estructura, permitiendo el desarrollo de una biocenosis adecuada. Porque la estructura geomorfológica fluvial y el funcionamiento hidromorfológico son claves en la definición de la imagen objetivo de cualquier proyecto de restauración de ríos.

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWWP). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.
- Amoros, C. y Petts, G.E. (1993). *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris.
- Bailey, R.C., Norris, H. y Reynoldson, B. (2004). *Bio-assessment of freshwater ecosystems. Using the reference condition approach*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Ballarín, D. y Rodríguez, I. (2013). *Hidromorfología fluvial: algunos apuntes aplicados a la restauración de ríos en la cuenca del Duero*. Confederación Hidrográfica del Duero, Valladolid.
- Belletti, B., Rinaldi M., Buijse, A. D., Gurnell, A.M. y Mosselman, E. (2015). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73: 2079-2100.
- Boulton, A.J., Datry, T., Kasahara, T., Mutz, M. y Stanford, J.A. (2010). Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 26-40.
- Brierley, G. y Fryirs, K. (2005). *Geomorphology and river management. Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Science Ltd. Australia.
- Butler D.R. y Sawyer C.F. (2012). Introduction to the special issue – zoogeomorphology and ecosystem engineering. *Geomorphology*, 157-158: 1-5.
- Charlton, R. (2008). *Fundamentals of fluvial geomorphology*. Routledge, London and New York.
- Dister E., Gomer D., Orbdlik P., Petermann P. y Schneider E. (1990). Water management and ecological perspectives of the Upper Rhine's floodplains. *Regulated Rivers Research and Management*, 5(1): 1-15.
- Dufour, S. y Piégay, H. (2009). From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications*, 25: 568-581.
- Durán, C., Navarro, P. y Rodríguez, M.J. (coords.). (2013). *Protocolos de muestreo y análisis para indicadores hidromorfológicos*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- European Comission. (2000). *Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy*. Official Journal L 327 (22/12/2000, Brussels, Belgium. 73 pp.).
- FISRWG (1998) [en línea]. *Federal Interagency Stream Restoration Working Group* [consulta: 02/05/2017]. <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?cid=stelprdb1043244>
- Frissell, C., Liss, W.J., Warren, C.E. y Hurley, M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10(2): 199-214.
- Fryirs, K.A. (2015). Developing and using geomorphic condition assessments for river rehabilitation planning, implementation and monitoring. *WIREs Water*, 2: 649-667.
- Fryirs, K.A. y Brierley, G.J. (2012). *Geomorphic analysis of river systems: An approach to reading the landscape*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2007). *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Gregory, K.J. y Walling, D.E. (1973). *Drainage basin. Form and Process: A geomorphological approach*. Edward Arnold, London.
- Hawkins, C. P., Kershner, J.L., Bisson, P.A., Bryant, M.D., Decker, L.M., Gregory, S.V., McCullough, D.A., Overton, C.K. y Reeves, G.H. (1993). A Hierarchical Approach to Classifying Stream Habitat Features. *Fisheries*, 18(6): 3-12.
- Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonshot, P. y Zahrádková, S. (2003). The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology*, 88: 345-361.

- Honey-Rosés, J., Acuña, V., Bardina, M., Brozović, N., Marcé, R., Munné, A., Sabater, S., Termes, M., Vale-ro, F., Vega, A. y Schneider, D.W. (2013). Examining the Demand for Ecosystem Services: The Value of Stream Restoration for Drinking Water Treatment Managers in the Llobregat River, Spain. *Ecological Economics*, 90: 196-205.
- Horacio, J. (2014). *Geomorfología fluvial en sistemas atlánticos: metodología de caracterización, clasificación y restauración para los ríos de Galicia*. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- Horacio, J. (2015a). *Medicina fluvial. Un nuevo paradigma en la conservación y restauración de ríos bajo el enfoque de la geomorfología*. Jolube, Jaca. 123 p.
- Horacio, J. (2015b). Reflexiones y enfoques en la conservación y restauración de ríos: georrestauración y pensamiento fluvial. *Biblio 3W*, Vol. XX, núm. 1142.
- Ibáñez, A., Ollero, A. y Díaz, E. (2011). Influence of catchment processes on fluvial morphology and river habitats. *Limnetica*, 30(2): 169-182.
- Junk, W.G., Bayley, P.B. y Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river flood-plain systems. In: Dodge, D.P. (Ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106, p. 110-127.
- Klößch, M. y Habersack, H. (2017). The Hydromorphological Evaluation Tool (HYMET). *Geomorphology* (in press), doi 10.1016/j.geomorph.2016.06.005.
- Kondolf, G.M., Boulton, A.J., O'Daniel, S., Poole, G.C., Rahel, F.J., Stanley, E.H., Wohl, E., Bang, A., Carlstrom, J., Cristoni, C., Huber, H., Koljonen, S., Louhi, P. y Nakamura, K. (2006). Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, 11(2): 5 (online).
- Lara, F., Garilleti, R. y Calleja, J.A. (2007). *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Madrid.
- Leopold, L.B. y Maddock, T. (1953). *The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications*. U. S. Geological Survey.
- López-Bermúdez, F., Navarro, F., Romero-Díaz, M., Conesa, C., Castillo, V., Martínez-Fernández, J. y García-Alarcón, C. (1988). *Geometría de cuencas fluviales: las redes de drenaje del alto Guadalentín*. Madrid, ICONA, Proyecto LUCDEME IV.
- MAGRAMA (2016). *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos*. M-R-HMF-2016. Versión 1. Documento inicial para consulta. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Malavoi, J.R., Bravard, J.P., Piégay, H., Hérouin, E. y Ramez, P. (1998). *Determination de l'espace de liberté des cours d'eau*. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, Lyon, Guide Technique n° 2.
- Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2004). El régimen natural de caudales: una diversidad imprescindible, una diversidad predecible. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, fuera de serie, 153-165.
- Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2010). IAHRS 2.2 Índices de Alteración Hidrológica en Ríos. Manual de usuario. Universidad Politécnica de Madrid.
- Mora, D., Ballarín, D., Montorio R., Zúñiga, M., Ollero, A., Durán, C. y Navarro, P. (2012). Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en el territorio aragonés de la cuenca del Ebro. *Naturaleza aragonesa*, 28: 35-42.
- Morisawa, M. (1985). *Rivers. Form and process*. K. M. Clayton, University of East Anglia.
- Munné, A., Solà, C. y Prat N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Nanson, G.C. y Croke, J.C. (1992). A genetic classification of floodplains. *Geomorphology*, 4: 459-486.
- Ollero, A. (2011). Los cauces fluviales como indicadores de cambio global: propuesta metodológica. *Zubía*, monográfico 23: 189-202.
- Ollero, A. (2015). *Guía metodológica sobre buenas prácticas en restauración fluvial (manual para gestores)*. Contrato de río del Matarraña, ECODES, Zaragoza.
- Ollero, A., Acín, V., Granado, D., Horacio, J. y Ibáñez, A. (2016). Censo, tipología y puesta en valor de los cauces de gravas del Pirineo Central y su piedemonte meridional. *Revista Geográfica del Sur*, 7(11): 10-25.
- Ollero, A. e Ibáñez, A. (2012). Space for the river: A flood management tool. En: Wong, T.S.W. (Ed.): *Flood Risk and Flood Management*, Nova Science Publishers, New York, 9, p. 199-217.
- Ollero, A., Ballarín, D., Díaz Bea, E., Mora, D., Sánchez Fabre, M., Acín V., Echeverría, M.T., Granado, D., Ibi-

- sate, A., Sánchez, L. y Sánchez, N. (2007). Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographica*, 52: 113-141.
- Ollero, A., Ballarín, D. y Mora, D. (2009). *Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en la cuenca del Ebro. Guía metodológica*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- Ollero, A., Ibisate, A., Gonzalo, L.E., Acín, V., Ballarín, D., Díaz, E., Domenech, S., Gimeno, M., Granado, D., Horacio, J., Mora, D. y Sánchez, M. (2011a). The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams: updated version. *Limnetica*, 30 (2): 255-262.
- Ollero, A., Ibisate, A., Horacio, J., Ferrer-Boix, C., Martín Vide, J.P., Acín, V., Ballarín, D., Díaz B., E., Granado, D., Mora, D. y Sánchez Fabre, M. (2011b). Indicadores geomorfológicos para el seguimiento de la restauración fluvial. *I Congreso Ibérico de Restauración Fluvial*, 346-355, MARM, CHD y CIREF, León.
- Palmer, M.A. y Richardson, C.D. (2009). Provisioning services: A focus on fresh water. En: Levin, S.A. (Ed.), *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton, p. 625-633.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y Vidal-Abarca, M.R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4): 115-133.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. y Stromberg, J.C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11): 769-784.
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H., Fox, P.J.A., Everard, M., Fozzard, I.R. y Rouen, K.J. (1998). *River Habitat Survey: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. Environment Agency, Bristol.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. y Bussetini, M. (2010). *Sistema di Valutazione Morfológica dei corsi d'acqua. Manuale tecnico-operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua. Versione 0*, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. y Bussetini, M. (2012). *Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (IQM). Version 1.1*, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- Sabater, S., Donato, J.C., Giorgi, A. y Elosegui, A. (2009). El río como ecosistema. En: Elosegui, A., Sabater, S. (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, p. 23-37.
- Sánchez Montoya, M.M. y Suárez, M.L. (2014). Indicadores biológicos de la calidad de las aguas. Evaluación del estado ecológico en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Master en Gestión Fluvial Sostenible y Gestión Integrada de Aguas*.
- Tockner, K. y Malard, F. (2003). Channel typology. En: Ward, J.V., Uehlinger, U. (Eds.): *Ecology of a glacial floodplain*. Kluwer, p. 57-73.
- Toro, M., Robles, S., Tejero, I., Prat, N., Solá, C. y Beltrán, D. (2009). Aguas continentales corrientes. Ecosistemas lóticos. En VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Vidal-Abarca, M.R., Salat, J. y Ollero, A. (2015). La gestión sostenible de ecosistemas acuáticos continentales, aguas costeras y de transición: hábitats, biodiversidad y funciones hidrogeomorfológicas. En: Del Moral, L., Arrojó, P., Herrera, T. (Coords.): *El agua: perspectiva ecosistémica y gestión integrada*, Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza, p. 120-184.
- Vidal-Abarca, M.R., Suárez-Alonso, M.L., Santos-Martín, F., Martín-López, B., Benayas, J. y Montes, C. (2014). Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: An ecosystem services approach. *Ecological Complexity*, 20: 1-10.
- Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T.G., Lexartza-Artza, I., Thornton, S.F. y Brazier, R.E. (2011). Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology*, 126: 387-404.
- Wallin, M., Wiederholm, T. y Johnson R.K. (2003). *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2.3 REFCOND, Final version 7.0, EU-CIS-WFD, Brussels.
- Wolman, M.G. (1954). A method of sampling coarse river-bed material. *Transactions of the American Geophysical Union*, 35: 951-956.
- Zelinka, M. y Marvan, P. (1961). Zur präzisierung der biologischen klassifikation des Reinheit fließender gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57(3): 389-407.

EL DISEÑO DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL: CRITERIOS Y ALTERNATIVAS

Fernando Magdaleno¹, Joserra Díez², Gustavo González³, Francisco
Martínez-Capel⁴ y Evelyn García⁵

¹ CEDEX. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas. Alfonso XII, 3. 28014 Madrid. Fernando.Magdaleno@cedex.es

² UPV/EHU. Facultad de Educación de Bilbao. Bº Sarriena s/n. 48940 Leioa, Bizkaia. joseramon.diez@ehu.eus

³ ICTHIOS Gestión Ambiental S.L. Calle Pablo Ruiz Picasso, 38, 24010 Trabajo del Camino, León. gustavo@icthios.es

⁴ UPV. Escuela Politécnica Superior de Gandia. Calle Paraninf, 1. 46730 Gandia, Valencia. fmcapel@dihma.upv.es

⁵ ACA. Agència Catalana de l'Aigua. Carrer de Provença, 204, 08036 Barcelona evelyn.garcia@gencat.cat

1. ¿POR QUÉ NECESITAMOS RESTAURAR LOS RÍOS? FUNDAMENTOS LEGALES, CIENTÍFICO-TÉCNICOS Y SOCIALES

Los ríos son sistemas naturales que sufren, de manera habitual, una notable alteración de su estructura y funcionamiento como consecuencia de las múltiples actividades humanas que se desarrollan en torno a ellos. En el caso de las cuencas ibéricas, muchas de estas actividades se vienen realizando desde hace siglos, pero es durante las últimas décadas cuando la extensión e intensidad de las presiones se han hecho más problemáticas para el mantenimiento de los atributos propios de los ríos. La restauración fluvial se convierte, en este contexto, en una herramienta estratégica para recuperar su salud y su capacidad para proporcionar múltiples valores y servicios ambientales, a partir de unos objetivos de gestión definidos, e integrados en la planificación hidrológica y territorial (Ward *et al.*, 2001).

De acuerdo con una de las definiciones más ampliamente aceptadas (SER, 2004), la restauración ecológica es una actividad deliberada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. La restauración debe tener en cuenta los atributos propios de la zona que va a ser restaurada, en términos de procesos, biodiversidad y funciones ecológicas. Todo ello en un contexto regional histórico, en el que se tengan también en cuenta los usos tradicionales sostenibles.

Desde el punto de vista legal, el contexto normativo europeo y español avala la necesidad de proceder, de manera decidida y en consonancia con los objetivos de protección de la biodiversidad y de la calidad ambiental, a la recuperación de los ecosistemas naturales que se encuentran alterados. En el caso de los ríos, las tres referencias normativas fundamentales son la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), la Directiva de Inundaciones (2007/60/CE) y la Directiva Hábitat (92/43/CEE). Sin embargo, existen otras muchas políticas públicas que guardan relación directa con la interacción entre agua, territorio y sociedad, y que evidencian la importancia de la restauración de ríos como procedimiento capaz de dar respuesta simultánea a muchas de ellas (Figura 1). Una restauración fluvial correctamente diseñada, ejecutada y monitorizada puede y debe ser multi-funcional.



Figura 1. La planificación, gestión y restauración fluvial como eje para el cumplimiento conjunto de múltiples normativas y políticas en el ámbito europeo.

¿Pero cómo plantear la restauración fluvial para conseguir esos objetivos de eficiencia y multifuncionalidad? La restauración ecológica de los ríos debiera ser, por lo general, un proceso natural, sin más intervención humana que la de evitar que se produzcan nuevas agresiones, y la de asegurar que existan condiciones adecuadas para la regeneración del espacio fluvial (tanto en su componente acuática como en su componente ribereña). 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 (Palmer *et al.*, 2005; Magdaleno, 2011). Entre otras, algunas de las técnicas y medidas más habituales en la restauración fluvial comprenden la mejora del régimen de caudales, la eliminación de obras de defensa y la ampliación del territorio fluvial, la renaturalización de la morfología del cauce, de las riberas y de la llanura de inundación, la modificación de los usos del suelo en las márgenes, la revegetación con especies de carácter ribereño, la eliminación o control de especies exóticas, etc.

La restauración fluvial es, hoy en día, una práctica relativamente frecuente en la gestión de los ríos, pero que debe basarse en un adecuado conocimiento de su estructura y funcionamiento. En los últimos años se han diseñado y ejecutado un amplio número de intervenciones que ya han contado con un enfoque integrado, basado en las exigencias normativas europeas y españolas, y adecuadamente fundamentado sobre el conocimiento técnico de la dinámica fluvial. A nivel estatal, la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (desarrollada de manera coordinada por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y las Confederaciones Hidrográficas) ha incluido varios proyectos de estas características (MARM, 2010), y otros buenos ejemplos pueden encontrarse en los programas y estrategias homólogas desarrolladas por algunas Comunidades Autónomas, en el ámbito de sus competencias, como es el caso de Cataluña o Navarra, la Confederación Hidrográfica del Duero o el Territorio Histórico de Gipuzkoa.

Sin embargo, otras muchas prácticas realizadas en el medio fluvial han estado y siguen estando basadas en planteamientos alejados de los enfoques anteriormente mencionados, por lo que no han resultado exitosas para contribuir a la mejora efectiva de los ríos, o incluso han llegado a resultar contraproducentes. Por otra parte, no debe olvidarse que diferentes políticas sectoriales pueden contribuir igualmente, de manera activa, a la mejora ambiental de los ríos. Es el caso de la Política Agraria Común (buenas prácticas agro-ambientales, ecocondicionalidad), o la Política Forestal.

2. ¿CÓMO PODEMOS PLANTEAR LA RESTAURACIÓN DE LOS RÍOS DEGRADADOS? APROXIMACIONES SEGÚN TIPOLOGÍAS FLUVIALES Y OBJETIVOS DE GESTIÓN

En el contexto europeo e internacional, se han realizado diversos llamamientos hacia un enfoque holístico de la restauración fluvial (por ej., Ward, 1989, Ward *et al.*, 2001; Palmer y Allan, 2006), que más allá de una mera superposición de elementos desconectados, se base en acciones que consideren las causas de la degradación de los ecosistemas.

La manera óptima de acometer el diseño, ejecución y seguimiento de la restauración fluvial se vincula directamente con el tipo de río que estemos considerando, con su nivel de alteración actual, y con los objetivos que se persiguen a través de su gestión. Los ríos pueden encontrarse en diversos estados, dentro de un proceso de ajuste continuo a las condiciones físicas y ambientales que les impone las características de su cuenca vertiente. Diversos estados son posibles dentro de unas condiciones de escasa alteración, pero a partir de ciertos umbrales de

presión humana, el río pasa a encontrarse en un estado de degradación avanzada, dentro del cual puede seguir evolucionando, pero ya alejado de la condición de baja alteración (o de referencia) (Figura 2).

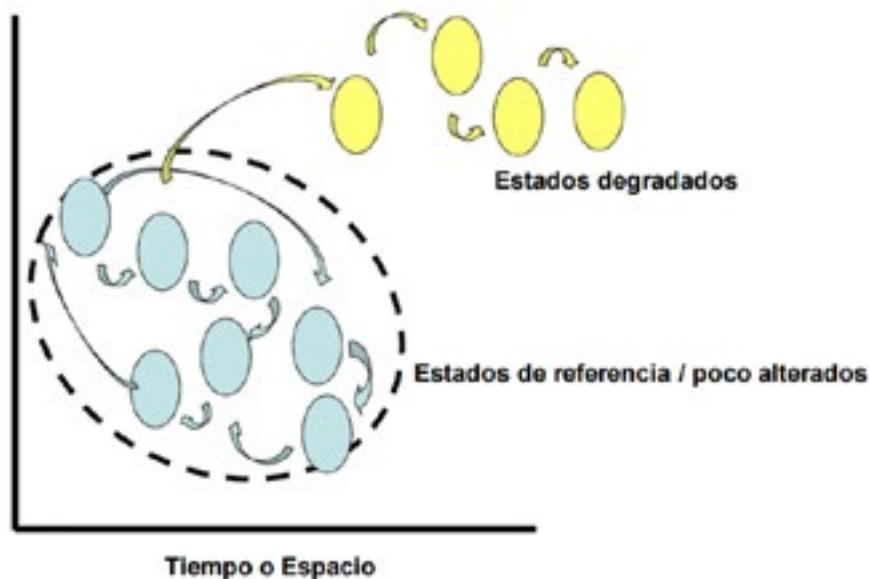


Figura 2. Evolución posible de un río, dentro de la condición de estados de referencia o poco alterados, y de la condición de estados degradados o muy alterados (Adaptado de Wohl *et al.*, 2004).

Cuando se plantea acometer una restauración, por lo general intentamos que el río evolucione hacia unas ciertas condiciones pre-definidas. Estas condiciones pueden seleccionarse de diversas formas. De acuerdo con la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), existen fundamentalmente tres orientaciones para su determinación:

- Enfoque espacial
- Modelación histórica
- Juicio de experto

En la práctica, la fijación de la imagen de referencia se puede plantear de acuerdo con alguna de las siguientes aproximaciones:

1. Rango histórico de variabilidad
2. Referencia histórica única

3. Maximización de la biodiversidad fluvial
4. Recuperación de especie objetivo
5. Recuperación de proceso(s) crítico(s)
6. Mejora de servicios ecosistémicos

En otras ocasiones, la restauración basada en el establecimiento de condiciones de referencia se sustituye por una restauración por objetivos (Pahl-Wostl, 2006). En este último caso, se prescindiría de la búsqueda de una imagen de referencia construida a partir de los procesos que históricamente ha mantenido el río, y se fijaría una imagen objetivo definida a partir del contexto legal, técnico y social, buscando una mejora sustancial de la salud del río dentro de las condiciones impuestas por las presiones cuya eliminación resulta, a corto plazo, imposible o improbable.

Una vez seleccionada la imagen objetivo para la restauración, bien sea a partir de una aproximación basada en una determinada condición de referencia, o bien de la fijación de una condición por objetivo, resulta posible plantear un amplio abanico de actuaciones, que se pueden resumir en torno a cinco bloques:

- restauración hidrológica
- restauración geomorfológica
- restauración de hábitats fluviales y de la conectividad ecológica
- restauración de valores paisajísticos
- restauración de valores sociales y culturales

La determinación de las técnicas específicas para la restauración va a depender finalmente, y en buena medida, de la tipología fluvial y condiciones del lugar y de la cuenca, así como del grado de degradación del curso fluvial. El objetivo principal de la restauración de los ríos es el de conservar y mejorar el funcionamiento natural para atender y mantener el buen estado ecológico y ambiental (Horacio, 2015, Ollero *et al.*, 2017a) y una buena continuidad ecológica. Por ello el concepto de restauración resulta controvertido y es preferible hablar en ocasiones de rehabilitación (Morandi, 2014). La restauración consiste en restablecer los procesos hidrogeomorfológicos y ecológicos del sistema fluvial, recuperar su estructura, función, espacio, dinámica y resiliencia para atender un funcionamiento natural, duradero y autónomo (Ollero, 2011a, Ollero *et al.*, 2017b). La rehabilitación constituye un nivel de recuperación menor, un proceso más simple y parcial, si bien es también interesante, al ofrecer mejoras a los sistemas fluviales, y puede aportar soluciones a los problemas concretas y constituir una etapa inicial a planes de restauración futuros más ambiciosos (CIREF, 2010, Ollero *et al.*, 2017a).

La adecuación de las muy diferentes técnicas de restauración existentes depende de:

- Características de los procesos hidromorfológicos y ecológicos en el tramo y en su cuenca
- Existencia o no de programas de mantenimiento
- Existencia de procesos de incisión en el lecho
- Necesidad de protección de zonas concretas
- Velocidad y calado del agua, y altura de los taludes de las riberas
- Características de los materiales del sustrato y de los suelos ribereños
- Nivel del sombreado de las zonas de actuación
- Existencia de especies alóctonas/invasoras en el entorno
- Abundancia relativa de especies animales (domésticas o no) que puedan alterar la vegetación
- Existencia de condiciones hidrometeorológicas capaces de afectar a la viabilidad futura de la actuación
- Mecanismos de dispersión de la vegetación en la zona
- Existencia de condiciones de cualquier tipo que puedan inhibir el crecimiento de la vegetación

3. LA RESTAURACIÓN HIDROLÓGICA: LOS CAUDALES COMO CATALIZADORES DE LA MEJORA FLUVIAL

La restauración hidrológica debe ser el primer paso en cualquier proceso de recuperación de la integridad ecológica de un río degradado. El régimen de caudales determina, en mayor proporción que cualquier otro atributo físico o ambiental del sistema, su estructura y su funcionamiento espacio-temporal (Bunn y Arthington, 2002; Poff *et al.*, 2006). Esta relación entre hidrología y estado global del sistema fluvial puede analizarse a través del análisis de la interacción entre caudales, ecología y servicios ecosistémicos del río. El reconocimiento científico-técnico de la influencia del régimen hidrológico sobre la calidad ambiental del medio fluvial ha dado lugar, en las últimas décadas, a diversos intentos de determinación de los caudales que un sistema fluvial requiere para mantener sus procesos esenciales. Con este objetivo se han diseñado, en estos últimos años, más de 200 métodos de cálculo de dichos caudales (Tharme, 2003; Acreman y Dunbar, 2004; Magdaleno, 2005, 2009), pero prácticamente ninguno de estos métodos ha permitido asegu-

rar la conservación de sus valores ambientales. La complejidad y variabilidad propia de los sistemas fluviales hace muy difícil establecer un método que sirva ante cualquier situación y escenario de regulación hidrológica. Por esta razón, y a pesar de los avances efectuados en esta materia en países como España, la restauración hidrológica es aún un aspecto de la restauración fluvial insuficientemente desarrollado en la mayor parte de las cuencas hidrográficas mundiales.

El régimen hidrológico de un río puede entenderse como la agregación de un amplio y variado número de eventos hidrológicos (caudales bajos invernales, caudales de estiaje, caudales altos, caudales de crecidas ordinarias y extraordinarias), cuya ocurrencia viene determinada por las características hidrometeorológicas, físicas y ambientales de su cuenca de drenaje. La complejidad del régimen hidrológico es común a la mayor parte de las cuencas, pero alcanza un máximo en entornos mediterráneos, donde la variabilidad inter e intra-anual de los caudales alcanza valores especialmente elevados. Debido a esta complejidad, la primera recomendación relacionada con la restauración hidrológica del río es el estudio del comportamiento del régimen (natural o de referencia y regulado) del río, distinguiendo al menos en dicho régimen tres tipos de caudales a escala interanual: caudales de años húmedos, normales y secos, y dos tipos de caudales a escalas intra-anual: los asociados a los valores mensuales y diarios. A partir de este análisis de la variabilidad hidrológica del río, será posible caracterizar su dinámica hidrológica, y reconocer las pautas que mejor definen la distribución típica de caudales en cada tipo de año y en cada escala de registro. Existen aplicaciones informáticas libres que permiten realizar este primer análisis de una manera sencilla y estructurada (p.e., IHA - Richter *et al.*, 1996; ELOHA - Poff *et al.*, 2010; IAHRIS - Martínez Santa-María y Fernández Yuste, 2006, Fernández Yuste *et al.*, 2012).

Una vez caracterizado el patrón inter e intra-anual del río, la restauración hidrológica exige la identificación de los atributos del régimen de caudales que mayor relación tienen con los elementos físicos y ecológicos y sus características (morfología fluvial, hábitats, especies, condiciones físico-químicas, etc.). Esta identificación es una tarea compleja, porque aún se desconocen muchas de las interacciones y sinergias que determinan la dinámica de estos elementos, pero se tiene ya conocimiento sobre algunas de estas relaciones, especialmente en lo que respecta a la morfología fluvial, y a algunos grupos biológicos, como es el caso de los peces, los invertebrados, la vegetación de ribera, e incluso de la ornitofauna ribereña (Arthington *et al.*, 2006; Magdaleno, 2011, 2017).

En el caso de los peces e invertebrados, el estado de sus comunidades depende directamente de la existencia de unos caudales mínimos con variación temporal, en especial durante sus ciclos biológicos esenciales. Estos caudales mínimos deben favorecer la existencia de unas condiciones físico-químicas y ecológicas

favorables para la supervivencia de las poblaciones. Igualmente, de unos caudales máximos temporalmente variables, para reducir la colonización de sus hábitats por parte de especies invasoras y la generación de daños a especies autóctonas no habituadas a la ocurrencia de caudales altos de manera continuada. Asimismo, resulta importante el mantenimiento de unas máximas tasas de cambio, para evitar la existencia de estrés hídrico sobre las poblaciones, y de unos caudales de llamada, en épocas biológicamente críticas, que hagan posible el adecuado comportamiento de los ejemplares (desde el punto de vista de las migraciones locales y regionales, de su maduración física o de sus interacciones con otras especies).

Por lo que respecta a la vegetación de ribera, los episodios hidrológicos clave tienen que ver con los caudales que conectan el cauce con las zonas ribereñas en las que se asientan, pero también con los caudales que modifican la morfología fluvial, y con aquellos que hacen posible la dispersión hídrica de sus semillas y la viabilidad de su regenerado en sus primeras semanas de vida. Dado que la vegetación ribereña es, por lo general, el hábitat preferido de las especies de ornitofauna, dichos episodios son también esenciales para el buen estado de estas comunidades de aves (que requieren además un buen estado de las poblaciones piscícolas, en el caso de las especies ictiófagas).

Tras el reconocimiento de los atributos fundamentales (magnitud, frecuencia, duración, estacionalidad y tasa de cambio) de los eventos hidrológicos más importantes para el ecosistema, es precisa su integración en un régimen de caudales “funcionales”. Este régimen debe mantener una cierta compatibilidad con el aprovechamiento hídrico del río, y ser además viable desde el punto de vista de la gestión hidrológica. Resulta también importante recordar que la restauración del régimen hidrológico debe plantearse, preferentemente, por tipo de año hidrológico (húmedo, normal, seco). Adicionalmente, la consecución de los objetivos ambientales depende del mantenimiento de dichos caudales en un porcentaje significativo de las situaciones, de manera que no se acumule un estrés hídrico notable en el sistema fluvial, y que se genere en el sistema una adecuada resiliencia ante situaciones hidrológicas cambiantes. Esto no quiere decir que los valores calculados no puedan verse modificados en determinadas situaciones naturales o ligadas a la gestión fluvial, en las que resulte inviable la ocurrencia de los caudales determinados de cara a la restauración del río.

La restauración hidrológica de un río se alcanza, por tanto, cuando se recuperan en el sistema fluvial determinados eventos hidrológicos críticos asociados a su patrón natural o de referencia y vinculados a su integridad ecológica, durante un porcentaje significativo del tiempo. El análisis detallado del comportamiento histórico de la hidrología del río y de las necesidades hídricas de sus ecosistemas asociados permite, en la mayor parte de las situaciones, realizar una restauración

hidrológica compatible con el aprovechamiento parcial de las aguas del río con fines humanos. Solo el restablecimiento de un régimen de caudales funcionales puede detener o revertir el empobrecimiento ecológico progresivo de un río que se enfrente, de manera continuada, a situaciones de estrés hídrico acusado. La restauración fluvial difícilmente puede tener éxito si en ella no se incluye una restauración hidrológica efectiva.

4. LA RESTAURACIÓN GEOMORFOLÓGICA: PROCESOS FRENTE A FORMAS

La restauración basada en procesos tiene la potencialidad de crear ecosistemas más resistentes, más naturales y que favorezcan la dinámica fluvial propia de la tipología de curso fluvial en concreto, sobre aquellas actuaciones que intentan crear características estáticas de las formas del cauce y del hábitat.

A pesar de que la comunidad científica ha explorado desde hace varias décadas el papel que desempeña la geomorfología fluvial en los procesos ecológicos que se desarrollan en él, los gestores solamente han reconocido recientemente a la hidromorfología (la inseparable unión entre la geomorfología e hidrología) como un elemento crítico de la dinámica fluvial (Clarke *et al.*, 2003). Además, es necesaria la consideración del valor de la geomorfología fluvial por sí misma como objetivo de restauración. Los procesos geomorfológicos y las formas fluviales constituyen valores intrínsecos y se convierten en la clave de la restauración, dado que la recuperación geomorfológica activa y libre de los cursos fluviales, supone la recuperación en toda su complejidad de todo el ecosistema fluvial (Ollero *et al.*, 2011, Ollero *et al.*, 2017a).

Así, la complejidad espacial, la conectividad y el dinamismo son tres atributos de especial relevancia en los ecosistemas fluviales (Elosegi *et al.*, 2010). La complejidad espacial y el dinamismo son creados y mantenidos por una serie de procesos que actúan desde la escala de la cuenca a la del microhábitat y están dirigidas por eventos periódicos y estocásticos en el tiempo, como son las crecidas y las entradas de sedimento. En el caso de la conectividad, sus dimensiones longitudinales, laterales y verticales son ahora reconocidas como un concepto colectivo en la conectividad hidromorfológica junto a su variedad asociada a múltiples escalas fluviales (Wohl, 2004; Kondolf *et al.*, 2006).

Por tanto, los procesos geomorfológicos han de ser considerados a la hora de planificar de forma responsable proyectos de restauración (Horacio, 2015). Para ello, es necesario pasar de la consideración de un estado de referencia a la de un conjunto de dinámicas de referencia (Boon *et al.*, 1992). El objetivo no es alcanzar

un patrón fijo, sino posibilitar una combinación de procesos que son por definición muy variables (Thorp *et al.*, 2006).

Desde el punto de vista del diseño de la restauración geomorfológica, es preciso realizar un correcto diagnóstico de la dinámica fluvial, a través del estudio de las principales variables geomorfológicas. La evaluación de la dinámica geomorfológica debe basarse en su evolución histórica y en la consideración de las presiones que actualmente condicionan (o en el futuro pueden condicionar) dicha dinámica (Ollero, 2011b). Entre otras cuestiones, el análisis debe centrarse en: i. el trazado o forma en planta; ii. el perfil longitudinal del tramo o río; iii. la geometría hidráulica de secciones o tramos críticos; iv. el tamaño de los sedimentos y sus propiedades físicas y químicas. Existen múltiples herramientas y tecnologías novedosas que contribuyen a la optimización de estos análisis (Cavalli *et al.*, 2008; Grabowski *et al.*, 2014). Junto al análisis en gabinete, es preciso realizar visitas de campo a las áreas de trabajo para estudiar otros aspectos como son el tamaño, estratificación, o forma de los sedimentos, la dinámica local en torno a obras longitudinales y transversales, la incisión/encajonamiento del cauce, los procesos biogeomorfológicos (interacciones vegetación-morfología), o la existencia de alteraciones en el patrón geomorfológico natural de la red de drenaje asociada al cauce. Complementariamente, puede resultar útil el análisis de la distribución actual (y la transformación histórica) de usos del suelo en el entorno del cauce, en la llanura de inundación y en su cuenca vertiente (Ollero *et al.*, 2015).

Autores como Ollero (2010), Palmer *et al.* (2005), Gillian *et al.* (2005), Newson y Large (2006), Magdaleno *et al.* (2012), Horacio (2015), Ollero (2015) han propuesto diversas aproximaciones a la restauración fluvial de base geomorfológica. Muchas de ellas comparten la necesidad de basar la restauración geomorfológica de los sistemas fluviales en el restablecimiento de los procesos fluviales que son más relevantes para la integridad del río, a través de la adopción de indicadores de dinámica geomorfológica (Ollero, 2011). Para ello, plantean la implementación de acciones como las siguientes:

- a. El incremento de la heterogeneidad de las formas fluviales.
- b. La recuperación de la anchura del cauce activo, especialmente en aquellos tramos que mostraban más recientemente una mayor actividad geomorfológica, o que son más críticos en la actualidad para el mantenimiento de procesos ecomorfológicos de interés.
- c. La eliminación de obstáculos y estructuras longitudinales y transversales que reducen el espacio de libertad fluvial o su conectividad longitudinal.
- d. La recuperación de aportes sedimentarios.

- e. La conservación de los tramos fluviales que aún muestran un elevado dinamismo.

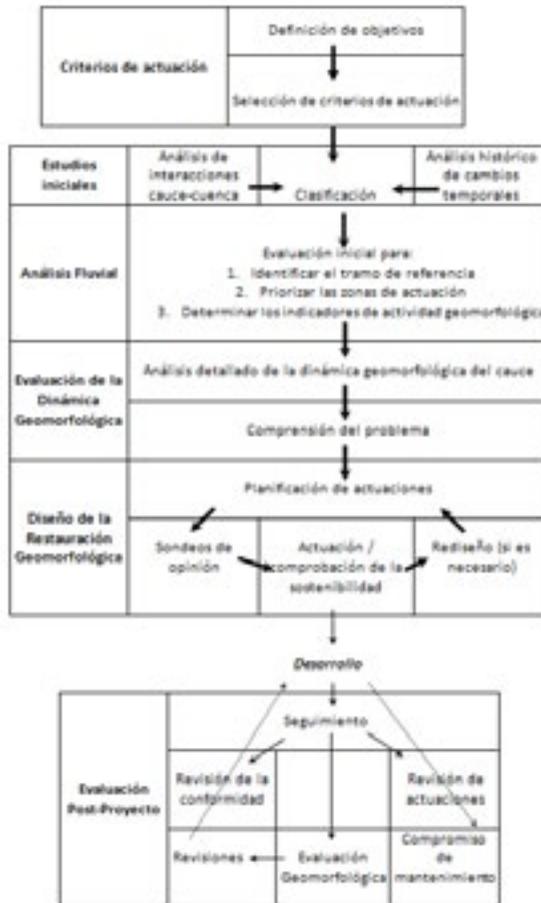


Figura 3. Ejemplo de procedimiento para la realización de una restauración geomorfológica, basada en el estudio de la dinámica geomorfológica del sistema, y en la consideración de una evaluación inicial de las alternativas de diseño, y una evaluación post-proyecto capaz de retroalimentar la secuencia y optimizar las intervenciones (Fuente: UK Environment Agency y Elaboración propia).

Las actuaciones de restauración geomorfológica llevadas a cabo en cuencas como la del Duero (Paredes y Ballesteros, 2012) o Ebro (Ollero *et al.*, 2017b), y otras muchas experiencias realizadas en el contexto europeo e internacional avalan este tipo de aproximaciones (Figura 4). Se trata de actuaciones que suponen, en ocasiones, un cambio profundo en la dinámica actual de los ríos alterados, pero

que resultan muy convenientes en términos de coste-beneficio y coste-eficacia, por cuanto hacen posible la recuperación de procesos esenciales, y un mayor auto-mantenimiento del río. Se trata además de acciones que suelen redundar en una mejora de los bienes y servicios que el río ofrece a la sociedad, mostrando que la conservación y la recuperación de procesos fluviales pueden favorecer mucho el mantenimiento de los usos socioeconómicos ligados a los ríos.



Figura 4. Ejemplos de actuaciones de restauración geomorfológica en el sistema Arga-Aragón, dirigidas a la eliminación o retranqueo de estructuras de defensa longitudinal y a la reconexión eco-hidrogeomorfológica del cauce con sus llanuras de inundación presentes o históricas (Fuente: Gobierno de Navarra y Elaboración propia).

5. LA RESTAURACIÓN DE LOS HÁBITATS ACUÁTICOS: ¿QUÉ TÉCNICAS PUEDEN SER EFICIENTES?

La restauración de los hábitats acuáticos, expresada en el consiguiente aumento de riqueza y diversidad, pasa inevitablemente por la recuperación de la heterogeneidad fluvial. Los requerimientos biológicos de las distintas fases de desarrollo de la biota de los ecosistemas fluviales, especialmente de las especies animales, implican la existencia de micro-hábitats de características muy concretas para que estas se puedan completar con éxito. Solo la recuperación del régimen de caudales, de los procesos de transporte de sedimentos y de la conectividad fluvial en todos sus aspectos –longitudinal, lateral y vertical- aseguran que esa heterogeneidad se sostenga en el tiempo y, por tanto, que responda a una auténtica restauración de los hábitats acuáticos (Roni *et al.*, 2008).

Existen evidencias de que la eliminación de presas reporta más beneficios ecológicos sobre el movimiento de los peces y la mejora de la calidad del agua que otro tipo de actuaciones (Bednarek, 2001), siendo la medida más rentable en el caso de presas deterioradas o abandonadas (Orr *et al.*, 2004). Los beneficios de la eliminación de presas innecesarias son evidentes (Bednarek, 2001; Hill *et al.* 1993; Lytle y Poff, 2004; Poff *et al.*, 1997) y en la actualidad, la eliminación de presas que han perdido su función es considerada como una de las herramientas más eficaces para la recuperación de la calidad ecológica de un río a medio-largo plazo (Hart *et al.*, 2002; Orr *et al.* 2004). En este sentido, la eliminación de barreras y la consecuente recuperación de la continuidad fluvial se ha demostrado como la forma más efectiva de recuperación de la productividad del sistema (Hart *et al.*, 2002; Kemp y O’Hanley, 2010).

Cuando la eliminación no es posible, la construcción de pasos para peces contribuye a mitigar la situación, al menos en lo que a los movimientos migratorios de estos se refiere. Sin embargo, restablecer el paso de peces aguas arriba es solo una parte de los problemas inducidos por la existencia de barreras transversales y no soluciona los efectos sobre la migración en descenso y los efectos indirectos asociados a los cambios producidos en los caudales circulantes, la calidad del agua, el incremento de depredación o la pérdida de calidad de hábitat (Larinier, 2000) por lo que solo puede considerarse como una medida paliativa y no parte del proceso de restauración. Existen numerosos diseños de pasos de peces (Clay, 1994) que para que resulten efectivos han de adaptarse tanto a las características físicas del obstáculo y a las condiciones hidráulicas sobre el mismo como a los requerimientos biológicos de las especies que han de utilizarlos (Álvarez Vazquez *et al.*, 2011; Larinier, 2002; Larinier y Travade, 2002; Noonan *et al.*, 2012; Ovidio y Philippart, 2002; Pess *et al.*, 2005).

La colocación de estructuras físicas en el cauce para crear pozas o rápidos, alterar la morfología del canal, retener gravas o proporcionar refugio y hábitats más favorables para peces y otros organismos acuáticos tiene una larga historia. Ha sido uno de los primeros métodos empleados para mitigar la degradación de los hábitats e incrementar la producción del sistema, especialmente de peces, y continúa siendo uno de los métodos más empleados en todo el mundo. Sin embargo, estas técnicas no buscan la restauración de un proceso deficiente o el retorno de un río a su estado “pre-perturbación”, por lo que no pueden ser consideradas restauración propiamente dicha y, técnicamente, son métodos de mejora del hábitat.

Buena parte de las técnicas empleadas tienen su origen en los años 30 del siglo pasado y están planteadas fundamentalmente para proporcionar refugio y zonas de reproducción a especies de peces con interés deportivo y básicamente consisten en el emplazamiento de rocas y grandes bolos, formando presas de distintos

tipos o deflectores que contribuyan a la formación de rápidos y pozas (Fig. 6). Mientras, la creación de refugios artificiales o zonas de freza mediante la aportación de gravas está prácticamente en desuso por su baja efectividad.

Otra técnica muy común en el Norte de América (Bernhardt *et al.*, 2005), y que se ha extendido a Europa, Japón, Australia y otras partes del mundo durante la última década (Reich *et al.*, 2003; Brooks, 2006; Nagayama y Nakamura, 2010; Díez *et al.*, 2016), es la adición de madera muerta al cauce (Fig. 6), la cual proporciona respuestas positivas, tanto físicas como biológicas, en la mayoría de los estudios realizados (Roni *et al.*, 2015).



Figura 6. Técnicas de mejora de hábitat. Arriba a la izqda., colocación de bolos, río Porma (León). Arriba a la dcha., tronco transversal en el río Duerma (León). Abajo a la izqda., presa de troncos en V para la formación de poza central, río Araxes (Gipuzkoa). Abajo a la izqda., redistribución de troncos en río Añarbe (Gipuzkoa).

En efecto, se ha demostrado que la madera muerta tiene una gran incidencia tanto sobre la morfología del cauce (Gurnell *et al.*, 2002) y sobre el funcionamiento del ecosistema (Gregory *et al.*, 2003; Máčka *et al.*, 2011). Además, pese a su difícil degradabilidad, puede tener gran relevancia en términos energéticos, ya que permanecen en el río por mucho más tiempo que otros tipos de materia orgánica (Elosegi *et al.*, 2007). La madera muerta influencia la hidrología, la hidráulica, el balance de sedimentos, la morfología y la biota a lo largo de un amplio rango

espacial y temporal (Gregory *et al.*, 2003; Roni *et al.*, 2015). En general, troncos y ramas frenan la corriente y juegan un papel determinante en la regulación de la morfología y del hábitat de los ríos, desde arroyos estrechos y abruptos hasta ríos anchos y de escaso gradiente. Entre otras funciones, la madera muerta potencia la acumulación de sedimentos y favorece la creación de tramos aluviales en ríos que discurren sobre la roca madre (Montgomery *et al.*, 1996), promueve la formación de pozas (Montgomery y Buffington, 1997), la retención de materia orgánica y nutrientes (Bilby, 1981; Flores *et al.*, 2011) y la formación de islas en ríos medianos y grandes (Gurnell *et al.*, 2001).

Junto a la introducción deliberada de troncos en los cauces para la restauración de su complejidad estructural, hábitats y procesos, está en expansión la gestión pasiva de la madera muerta. Esta consiste en proteger una franja de vegetación de ribera de suficiente anchura y madurez, de manera que los árboles senescentes vayan cayendo al cauce y contribuyan a la mejora del estado ecológico del mismo (Lienkaemper y Swanson 1987; McDade *et al.*, 1990; Van Sickle y Gregory, 1990). La anchura necesaria de dicha franja de ribera depende del tamaño del río y de la pendiente de las orillas, pero en general debería ser de unos 20-40 metros, es decir, tan ancha como la altura de los árboles dominantes. Además, de proporcionar madera muerta, la restauración de la vegetación de ribera mejora el ecosistema fluvial filtrando contaminantes (Berg *et al.*, 2003), regulando los nutrientes, la luz y la temperatura (Johnson y Jones, 2000), y proporcionando alimento (Sweeney *et al.*, 2004).

Sin embargo, la restitución de la complejidad estructural de los cauces no está exenta de controversia. Así, existe un intenso debate entre la comunidad científica y los gestores, especialmente de la pesca, sobre la oportunidad del empleo de estas técnicas ya que generalmente son empleadas sin un análisis previo de cuáles son las causas de la pérdida de complejidad del hábitat, qué procesos fluviales han sido alterados y deben ser corregidos, y qué factores pueden limitar la productividad del sistema por lo que, en muchos casos, solo representan una mejora de hábitat a corto plazo (Roni *et al.*, 2005, 2008, 2015). Sin embargo, en determinados casos, estas medidas a corto plazo pueden ser fundamentales para la conservación de determinadas especies tras episodios catastróficos o para actuaciones en cauces muy modificados donde la restauración no sea posible.

Generalmente la evaluación de la eficacia de estas medidas se realiza en base al incremento o no a corto plazo de las poblaciones de las especies objetivo y existen pocos estudios rigurosos de seguimiento a medio-largo plazo, pero su análisis pone de manifiesto resultados dispares en función de las diferentes especies presentes y sus distintas fases de desarrollo, especialmente cuando se incluyen macroinvertebrados en el análisis ya que, no se debe olvidar, constituyen una parte

fundamental del funcionamiento de la cadena trófica en los ecosistemas fluviales y, además, son especialmente sensibles a la modificación de las condiciones ambientales (Hildebrand *et al.*, 1997; Laasonen *et al.* 1998).

Si a esto se le añade el coste económico de la ejecución de estas medidas, todo señala que la mejora de hábitat puede ser efectiva en algunas ocasiones, pero en todos los casos requiere un análisis previo de las causas de pérdida de heterogeneidad, una elección adecuada de las técnicas a emplear, teniendo en cuenta las características del tramo, río o cuenca en cuestión y sus fuentes de variabilidad e incertidumbre, y la monitorización, al menos a medio plazo, de la evolución del sistema (Kondolf y Micheli, 1995; Roni *et al.*, 2002).

6. LA RESTAURACIÓN DE LOS HÁBITATS RIBEREÑOS: ¿QUÉ PAPEL JUEGAN LAS RIBERAS RESTAURADAS?

Es bien sabido que las riberas y llanuras de inundación son ecosistemas muy complejos, donde se concentra una alta biodiversidad natural. Sin embargo, en general sufren una grave falta de atención por parte de las administraciones responsables de su conservación y restauración, a pesar de las diversas funciones ecológicas y servicios ecosistémicos que aportan, relacionados con la calidad del agua, microclima, hábitat para la vida salvaje, entrada de energía en la red trófica, y estabilidad de orillas, entre otros (Naiman *et al.*, 2005). De hecho, las zonas riparias fueron declaradas como uno de los ecosistemas más amenazados del planeta (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Los beneficios de restaurar no solo los ríos, sino los sotos y llanuras de inundación son muy diversos (Blackwell *et al.*, 2006), como resumimos brevemente. Permitir la inundación de un modo natural ayuda a reducir los picos de inundación aguas abajo, por tanto a la gestión del riesgo de inundación. La infiltración del agua de inundación ayuda a mejorar la calidad del agua y reduce los efectos de la contaminación difusa. Muchos hábitats raros y protegidos se encuentran en ellos. Las llanuras de inundación son espacios naturalmente dinámicos, que deben ir cambiando según cambian los regímenes de lluvias y crecidas debido al cambio climático; al perder su capacidad de adaptación aumenta la probabilidad de que se den eventos catastróficos, pues las riberas no están adaptadas a esas nuevas condiciones. Son además importantes para el desarrollo de distintos peces y para otros recursos naturales que son utilizados por las personas. Y además las riberas naturales aportan muchos otros beneficios que frecuentemente son de un alto valor económico.

De modo general sabemos que la intensa regulación del caudal de nuestros ríos ha supuesto graves cambios para los ecosistemas fluviales en diversos países, y

por supuesto esto incluye a las riberas y su vegetación (Patten, 1998; Nilsson y Berggren, 2000). Por ejemplo, en estudios de series de caudales se ha constatado como la gestión del agua para riegos y centrales hidroeléctricas puede conducir a largos periodos de caudal bajo o incluso nulo en periodos de diseminación de las especies leñosas, lo que impide la creación de hábitats de regeneración y el asentamiento de nuevas plantas (Garófano-Gómez, 2009). Nos referimos especialmente, aunque no solo, a las especies de salicáceas (sauces y álamos). De igual modo, la regulación de caudales ha producido una reducción sincrónica en la complejidad de las riberas, en estudios realizados a largo plazo en España (Garófano-Gómez, 2013; Garófano-Gómez *et al.*, 2013). Mientras tanto, en Norteamérica la recuperación de patrones de caudales más naturales ha producido resultados muy efectivos para la recuperación de los bosques de ribera (Stanford *et al.*, 1996; Rood *et al.*, 2003).

Se necesita por tanto la gestión adecuada de los caudales, especialmente (pero no solo) en época de diseminación de las semillas, y esta es una condición clave para una recuperación sostenible y duradera en el tiempo. En ríos regulados se considera que la gestión sostenible de las riberas requiere restablecer algunas de las características del régimen natural de caudales (Rood *et al.*, 2005; Merritt *et al.*, 2010). Sin embargo, esto no significa comprometer caudales en épocas de limitación; más bien, la conservación y regeneración del bosque se centra en una gestión de los caudales altos, en periodos con buena disponibilidad de agua, mientras que en años secos pueden aplicarse otros criterios enfocados al mantenimiento de dicho bosque y de otras comunidades del ecosistema acuático.

Dichos caudales altos deben contribuir a la recarga de los acuíferos de las riberas y facilitar el movimiento sedimentario o incluso ciertos cambios morfológicos de las orillas y riberas, ya que si es to no se produce, no se crea una cantidad apreciable de hábitats para las especies pioneras. La necesidad de estos cambios para crear nuevos hábitats fue bien descrita en ríos de Norteamérica (Auble y Scott, 1998), al igual que la necesidad de tener caudales altos que diseminen las semillas y aporten humedad al suelo en sincronía parcial o total con el periodo de diseminación, elemento fundamental del principal esquema conceptual del reclutamiento del bosque de ribera (Mahoney y Rood, 1998). Dicha sincronía es especialmente ajustada en zonas semi-áridas, donde la capacidad del suelo es baja; por el contrario, en regiones más húmedas y en barras de sedimento donde se produce un efecto de “mulch” debido a la capa de grava superficial, el periodo de establecimiento de las plántulas se puede ampliar en el tiempo de modo natural (Meier, 2008).

Esta estrategia se basa en el principio de “trabajar con la naturaleza” y depende por tanto de la cercanía de zonas en buen estado de conservación como foco de dispersión de las semillas, así como de la capacidad de transporte de las mismas

aguas arriba y abajo (Briggs, 1996; Velasco, 2008); además puede en ciertos casos requerir el control de la vegetación invasora después de los eventos de caudales altos. Este conocido principio de la restauración fluvial no supone solo el contar con los procesos naturales, sino el conocerlos en profundidad y aportar la ayuda necesaria para crear las condiciones naturales de regeneración. Este enfoque sistémico (que debe incluir una gestión adecuada de los caudales) puede producir una recuperación más efectiva y con efectos más amplios en el ecosistema ripario (Hughes y Rood, 2001). Es decir, puede suponer un proyecto sostenible en el tiempo, con menores costes a largo plazo, mayores beneficios en cuanto a biodiversidad vegetal y animal, y con una escala de trabajo generalmente igual o mayor (cientos de metros o kilómetros) en comparación con los proyectos típicos de plantación de especies de ribera.

Por otro lado, incluso con la recuperación de caudales altos en ciertas épocas, si las riberas están cubiertas con un bosque relativamente homogéneo, maduro y estable, puede resultar muy difícil conseguir una apreciable regeneración del bosque, y en esos casos es necesaria la gestión de la vegetación (Garófano-Gómez *et al.*, 2012), para favorecer un cauce más dinámico y la creación natural de nuevos hábitats, antes de llegar al envejecimiento total del bosque. Dichas actuaciones de gestión y conservación incluyen el aclarado de arbolado, el desbroce, cortas de regeneración, podas, etc. (Godé, 2008). Sin embargo, buena parte de los proyectos utilizan técnicas para implantar o restaurar la vegetación, y los proyectos o esquemas de plantación suelen realizarse a una escala de actuación menor con respecto a la recuperación que puede suponer la gestión de caudales en amplios segmentos fluviales. Esto supone en primer lugar el reto de priorizar las zonas de actuación. Existen diversas herramientas o aplicaciones informáticas que se han utilizado para priorizar zonas de restauración con diversos criterios; en cuanto a la vegetación de ribera es frecuente el uso de índices de calidad de riberas, y también puede usarse un conjunto de criterios de calidad. Un ejemplo extensivo del segundo caso sería la cuenca del Segura, donde se utilizaron varios criterios para realizar un ranking de tramos, basados en la calidad de las riberas, la proximidad a tramos bien conservados (foco de dispersión de semillas), y la presencia de hábitats de interés comunitario (Velasco, 2008). En esta sección no hacemos referencia a otros elementos relevantes en la toma de decisiones que se tratan en otras partes de este capítulo, como la participación ciudadana, los caudales ecológicos, la presencia de acuerdos de custodia, etc.

Tratando la actuaciones sobre la vegetación, podemos distinguir genéricamente entre las actuaciones de gestión y conservación, técnicas de recuperación o rehabilitación, y técnicas mixtas (Godé, 2008). Aunque todas ellas pueden cobrar importancia según el proyecto, las segundas son las más tratadas en la bibliografía.

fía, tratándose de plantación de árboles o arbustos, estaquillas, siembra e hidro-siembra, faginas, etc. De especial valor son las consideraciones sobre los detalles de ejecución, los principales errores y la época de actuación, que aparecen muy bien documentadas en el manual de la Agència Catalana de l'Aigua (Godé, 2008). Para aplicar el principio de “trabajar con la naturaleza” debemos recordar que la fenología de las especies es clave, y en este sentido hay un amplio movimiento internacional de redes para el seguimiento de la fenología tanto vegetal como animal; en Europa existen varias de estas redes, y sirvan como ejemplo una de las redes europeas de seguimiento de plantas (Pan European Phenology Project, <http://www.pep725.eu/>) y la Xarxa Fenològica De Catalunya, FENOCAT.

En cuanto a la composición de las especies, se pretende emular en cierto grado las asociaciones vegetales propias de cada zona biogeográfica, y en este sentido se dispone de diversas referencias que tratan las comunidades vegetales riparias (e.g. Garilletei *et al.*, 2012; Lara *et al.*, 2004, 2008, Loidi *et al.*, 2011) y también las especies recomendadas para la plantación o siembra (Velasco, 2008; Godé, 2008). Por otro lado, la distribución de especies puede realizarse en distintos diseños o marcos de plantación. Aunque el diseño pretende emular la estructura de los bosques de ribera, hay que tener en cuenta que dicha composición varía en el tiempo, y por tanto debe preverse la evolución de la plantación (Velasco, 2008). Cada diseño de plantación debe adaptarse a las condiciones locales de elevación y pendiente, así como los suelos, que son factores primordiales para la disponibilidad de agua para las plantas. Mientras la zonación natural que deseamos imitar en zonas húmedas puede estar especialmente condicionada por la tolerancia a la inundación de las especies (Briggs, 1996), en zonas más secas el gradiente se relaciona más con la escasez de agua y la topografía (Garófano-Gómez *et al.*, 2009; Magdaleno *et al.*, 2014). Por tanto, en proyectos que impliquen plantación o estaquillado en zonas secas o semiáridas, pequeñas diferencias de elevación o tipo de suelo puede suponer la supervivencia o no de un grupo de plantas. En sitios donde hay una grave escasez de agua o el nivel freático se encuentra muy bajo (3 m o más bajo el suelo), algunas técnicas se han aplicado con mayor probabilidad de éxito en zonas áridas de EE.UU. (Briggs, 1996), concretamente la plantación profunda de varas de álamo (a veces mayores de 7 m), la perforación hasta el nivel freático seguida de relleno de suelo y colocación de plántulas, el riego bien planificado hasta que las raíces lleguen al nivel freático, o la estrategia de plantar en depresiones o cauces secundarios donde hay mayor humedad.

Por último y muy importante, hay que recordar que una fase esencial de la elaboración del proyecto es el análisis de titularidad de los terrenos colindantes al cauce, intentando recuperar parte o la totalidad del espacio de libertad o de movilidad fluvial (Malavoi *et al.*, 1998). Desde un punto de vista socio-económico, la

restauración en sentido amplio de las llanuras de inundación suele ser beneficiosa en aquellas que no están intensamente ocupadas; en este sentido la Directiva de Inundaciones indicó la importancia de aplicar medidas no estructurales, recuperando zonas de inundación aguas arriba de núcleos de población con riesgo de inundación. Puesto que en las llanuras de inundación suelen confluír múltiples intereses, resulta muy importante la participación de los distintos interesados para obtener un amplio consenso en las etapas tempranas de la elaboración del proyecto, ya que de otro modo es muy probable que el proyecto sea un fracaso (Blackwell *et al.*, 2006). De forma coherente con este principio, la Estrategia Nacional de restauración de ríos tenía entre sus objetivos la participación activa ciudadana en la restauración de los ríos (González del Tánago y García de Jalón, 2007).

Debido a la diversidad de procesos ecológicos que ocurren en cauces y riberas, en los proyectos en que un área relevante de llanuras de inundación están implicadas, existen algunas herramientas que se han usado para comprender el funcionamiento del ecosistema y evaluar distintas actuaciones, considerando las actuaciones de protección natural para reducir el riesgo de inundación, como por ejemplo el “Planning Kit” (Van Schindel, 2005) y el WEDSS, Wetland Evaluation Decision Support System (Modé *et al.*, 2002).

Dichas actuaciones son las que se dirigen a aumentar la capacidad de transporte de flujo de los cauces y la capacidad de almacenamiento de las llanuras de inundación; se trata de medidas que contribuyen a restaurar la dinámica hidrológica y geomorfológica de los ríos y sus riberas. Se trata por ejemplo de la recuperación o creación de brazos secundarios de inundación (flood bypasses) que pueden incluir zonas húmedas, la eliminación, reducción o retranqueo de motas, restauración de meandros abandonados o conectados con la corriente principal, eliminación de obstáculos o barreras para el flujo, creación o restauración de meandros, creación o adecuación de depresiones excavadas en la llanura aluvial (por ejemplo de antiguas graveras) para usos compatibles con la inundación (uso recreativo, agricultura ecológica) que no contaminen el acuífero aluvial mientras se aumenta el volumen de retención de agua, etc. Dichas medidas y los beneficios que suponen han sido convenientemente analizados, especialmente en la última década, por ejemplo en el proyecto Ecoflood (Blackwell *et al.*, 2006) y en documentos técnicos que analizan distintas medidas para gestionar el riesgo de inundación con una perspectiva ecosistémica, más eficiente y efectiva para cumplir con diversos objetivos, con respecto al enfoque tradicional de la ingeniería estándar (Sayers *et al.*, 2013).

7. LA RESTAURACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Según el informe del Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), los servicios ecosistémicos son los beneficios directos y indirectos que la sociedad demanda de los ecosistemas y la biodiversidad asociada y que además, contribuyen al bienestar humano (de Groot *et al.*, 2010).

De los ríos, como ecosistemas acuáticos, se obtienen multitud de servicios, entre los que destacan los más conocidos como el abastecimiento de agua dulce, pero hay muchos otros menos reconocidos socialmente. La cantidad de servicios que se asocia a los espacios fluviales se debe a la complejidad y diversidad de los componentes físicos, biológicos y las conexiones bióticas que se establecen. Estas conexiones son básicas para los servicios que se derivan y establecen entre la componente longitudinal, los ríos como corredores para la dispersión de organismos y semillas y la distribución de nutrientes y materiales; la componente vertical, que permite el intercambio de materiales entre los diferentes compartimentos y las transferencias de organismos necesarios para los procesos de descomposición y reciclaje de nutrientes, como la nitrificación-desnitrificación. Finalmente, el componente horizontal, que establece los límites de flujos laterales, limitando procesos como la erosión, el filtraje de nutrientes, la recarga de agua, la colonización de especies, entre otros.

La provisión de servicios ecosistémicos en la región mediterránea, a nivel general, presenta una tendencia de disminuir en todas las categorías de ecosistemas en respuesta al cambio climático (European Environment Agency, 2016). Los servicios más valorados asociados a los ríos son, en la categoría de aprovisionamiento, el agua dulce, la energía hidroeléctrica y los recursos genéticos. En la categoría de servicios de regulación están la regulación de los recursos hídricos, la auto-depuración y la mitigación de los riesgos naturales, básicamente inundaciones y sequías, que producen cuantiosos daños económicos. En los servicios culturales destacan los valores estético-paisajísticos y los ecoturísticos.

De los servicios ecosistémicos valorados en un estudio basado en la revisión de bibliografía y en criterio experto (Harrison *et al.*, 2010), el 61% de los servicios se han degradado en España, sobre todo aquellos servicios de regulación del agua, la mitigación de los riesgos naturales, la formación del suelo fértil y el control biológico. Los motivos que han originado tal degradación son en gran medida los cambios en el uso del suelo (aumento de zonas urbanizadas y áreas de regadío) y la sobreexplotación de los recursos naturales. Desde inicios del siglo XX las zonas irrigadas en España se han doblado (de 1,2 millones de ha a 3,4 millones de ha en 2011) (MAGRAMA, 2012).

Tabla 1. Tendencias de los servicios ecosistémicos. Comparativa de España con Europa.

SERVICIO ECOSISTÉMICO	Europa	España
APROVISIONAMIENTO		
Pesca y acuicultura	↓	↘
Agua dulce	=	↘
Materiales biológicos	-	↑
Materiales minerales	-	+ -
Energía renovable	-	=
Recursos genéticos	-	↘
Medicinas naturales	-	(↘)
REGULACIÓN		
Regulación del clima	=	↘
Regulación hídrica	=	↘
Calidad de agua	=	+ -
Regulación de la erosión		↘
Formación de suelo y fertilidad		(↘)
Mitigación de riesgos naturales	=	↘
Control biológico		↘
CULTURAL		
Conocimiento científico	-	↑
Valores religiosos y espirituales	-	+ -
Valores estético-paisajísticos	-	↑
Ecoturismo	↑	↑
Educación ambiental	-	↗
Identidad cultural y sensación de pertinencia	-	↓

Fuente: Europa, Harrison *et al.* (2010); España, EME (2011). Extraído de Vidal-Abarca y Suárez (2013).

↑ aumento; ↗ tendencia al aumento; + - mejora y/o deterioro; = sin cambios; ↘ tendencia a la disminución; ↓ deterioro; - desconocido

En España es difícil encontrar ecosistemas acuáticos que no hayan sido alterados por impactos humanos y que contengan toda la integridad de los componentes. La creación del Catálogo de Reservas Naturales Fluviales tal y cómo establece el Texto refundido de la Ley de Aguas (TRLA) y su regulación mediante el RD

638/2016 por el que se modifica el Reglamento de la Planificación Hidrológica, puede ser un avance en la protección y el conocimiento de espacios fluviales bien conservados y en el estudio de la evolución respecto al cambio climático y la evolución de los servicios ecosistémicos.

El mayor avance en el conocimiento de los servicios y metodologías para su cuantificación puede contribuir a la mejor justificación de las inversiones para el alcance del buen estado ecológico, así como la recuperación de los costes asociados. El buen estado ecológico entendido como la combinación del buen estado de los elementos físico-químicos, biológicos y hidromorfológicos. Este último un elemento clave en gran parte de los servicios ecosistémicos.

En este sentido, la restauración de los espacios fluviales que no cumplen los objetivos ambientales puede ser una oportunidad para aumentar los servicios y la calidad de los existentes, con un mayor beneficio para las comunidades biológicas asociadas y para la sociedad. La restauración fluvial necesita una mayor implicación de agentes sociales, aparte de la propia Administración, que permita llevar a cabo proyectos de recuperación de la estructura y la funcionalidad del ecosistema fluvial. En este sentido destaca un instrumento como el Pago por Servicios Ambientales (PSA) que se está utilizando en otros países y que promueve la conservación y mejora de los ecosistemas que proveen servicios ecosistémicos a agentes económicos específicos. El PSA incentiva la provisión de externalidades positivas o la reducción de las negativas mediante un sistema de control y sanción que permita su buen funcionamiento. El uso de este instrumento es todavía muy nuevo en el ciclo del agua pero cabe destacar algún ejemplo como el del agua mineral Vittel, en el departamento de Vosges, mediante la preservación de la calidad del agua con la incentivación de prácticas agroecológicas para evitar el uso excesivo de plaguicidas y nitratos aguas arriba de la zona de extracción por la reconversión de la alimentación de la ganadería (de prados a campos de maíz, que requerían mayor fertilización), mediante un paquete de incentivos económicos que permitiera nuevas prácticas agrarias, la optimización en la fertilización del suelo con abonos orgánicos, la modernización de la infraestructura y maquinaria y finalmente, la compra de terrenos estratégicos. Una gran empresa y 26 explotaciones ganaderas que establecieron un sistema de pago por servicios ambientales, que no dependía de los cambios en los niveles de nitrógeno, ya que es muy difícil de cuantificar la contribución de cada explotación a la problemática.

Tabla 2. Costes y beneficios del PES. Fuente: Perrot Maitre D. (2006).

	Costes	Beneficios
Ganaderos	Sin coste financiero directo y altos costes de transacción; coste de aprendizaje de nuevas prácticas; participación en pruebas de testeo, sistemas de incentivos y negociaciones	<ul style="list-style-type: none"> • Actividad ganadera asegurada a largo plazo • Cancelación de deudas a corto y plazo • Tierras adicionales
Vittel-Nestlé Waters	Primeros siete años: <ul style="list-style-type: none"> • adquisición de tierras-1,14 millones de euros • infraestructura y maquinaria-3,81 millones de euros • compensación financiera-11,3 millones de euros 	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación del riesgo de negocio (1 billón de botellas/año) • Según el Instituto Agronómico Francés 1 ha de parados bien gestionados produce 3.000 m³ de agua mineral cada año.

En España es un instrumento incipiente, del que sólo hay alguna aproximación como el estudio llevado a cabo por AGBAR (Honey-Rosés, 2012) por la mejora del sistema de potabilización de las dos principales plantas de potabilización de agua de la cuenca del Llobregat, principal suministradora de agua al Área metropolitana de Barcelona, mediante nuevas membranas de desalinización (electrodialisis inversa, EDR) en el caso de Aguas Ter Llobregat (ATLL) en la planta de Abrera, y membranas de ósmosis inversa en el caso de AGBAR para la planta de Sant Joan Despí. Estos sistemas fueron implementados por los cambios en la normativa de agua potable que establecía un valor máximo de trihalometanos por debajo de 100 microgramos/l. Estos nuevos tratamientos alteraron el coste del sistema, incorporando dos nuevos parámetros que modificaban el coste final: salinidad (conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Se estudió la relación del impacto del cambio tecnológico y los servicios ecosistémicos valorando la regulación térmica (cambios de temperatura) y reciclaje de nutrientes (cambios en el amonio) y estableciendo cómo el ahorro que supone la mejora tecnológica en la potabilización puede revertir en la inversión en estructura o procesos del ecosistema que protejan al ecosistema acuático de oscilaciones en la salinidad (mayor cubierta vegetal de ribera en el tramo de los depósitos de sal mejora el drenaje del agua y evita el arrastre de sales y los cambios térmicos, esto es, riberas con mayor conectividad y mejor estructura proyectan más sombra sobre el agua y mejoran procesos de auto-depuración).

En la planta potabilizadora de ATLL en Abrera, se ha estudiado cómo la recuperación del bosque ribereño puede reducir la temperatura del agua y temperaturas más bajas reducen el coste de la potabilización. Se estima que en 20 años se amortiza la inversión de una rehabilitación del bosque de ribera en un 50% de la superficie de influencia aguas arriba, sustituyendo la caña (*Arundo donax*), especie que claramente no ofrece los beneficios ambientales que sí lo hacen especies

arbóreas y arbustivas autóctonas de las riberas (Figura 7). Esta amortización solo contabiliza los valores monetarios del tratamiento de potabilización, pero no incluye los servicios ambientales adicionales, que sin duda, podría generar el bosque de galería continuo y bien estructurado.



Figura 7. Tramo de las riberas del río Llobregat (Fuente: Agència Catalana de l'Aigua).

El futuro de la valoración de los beneficios de los ecosistemas acuáticos presenta múltiples posibilidades en los próximos años con nuevas figuras y instrumentos de planificación como la Estrategia española de Infraestructuras verde, conectividad y restauración, prevista para el 2018 según la Ley 33/2015. El desarrollo de la infraestructura verde es una herramienta importante para promover el papel de la adaptación basada en la naturaleza. Otra herramienta posible es la compensación de impactos residuales en proyectos de obras y infraestructuras que se asocia a los Bancos de conservación de la naturaleza, figura en vía de desarrollo, establecida en la ley 21/2013 de evaluación ambiental.

8. INCORPORACIÓN DE LOS PROCESOS DE PARTICIPACIÓN PÚBLICA EN LA RESTAURACIÓN DE RÍOS

Desde sus orígenes, la relevancia de los recursos asociados a los ríos para el desarrollo de las sociedades ha sido fundamental. Como resultado de ese aprovechamiento se han modificado desde los caudales circulantes hasta la morfología

y los espacios fluviales. La progresiva urbanización e industrialización han dado como resultado que la sociedad posea una percepción limitada de los servicios ecosistémicos obtenidos de los ecosistemas fluviales, al tiempo que la capacidad de intervención sobre cauces y cuencas y la visión como mero recurso hídrico ha desvinculado aguas y ríos del territorio. Sin embargo, la importancia de ríos y arroyos en la era del Antropoceno es vital, desde el abastecimiento hasta el regadío, desde la producción hidroeléctrica hasta las actividades relacionadas con el ocio.

En consecuencia, nos encontramos ante retos de considerable envergadura que, además, nos vienen impuestos por el marco normativo en vigor. Así, la incorporación de los procesos de participación pública en los proyectos de restauración fluvial, además de deseable, se trata de una obligación impuesta sí, por la normativa, por el conocimiento acumulado, por la propia ética y por mero pragmatismo.

En la década de los 80 del siglo pasado surge la concepción actual de la participación pública en materia de medioambiente. A partir de ahí la importancia de la participación pública en la mejora y legitimación de las decisiones públicas también se ha incluido con rango de norma en la legislación internacional, comunitaria y estatal, a través de diversos Tratados, Directivas y Leyes (e.g. Declaración de Río de Janeiro de 1992, Convenio de Aarhus de 1998, Directiva Marco del Agua de 2000, Directiva de evaluación ambiental estratégica de 2001, Libro blanco de la gobernanza europea de 2001, Ley de participación pública ambiental de 2006, entre otros).

Con carácter pionero la Declaración de Río (1992) recoge la premisa de que únicamente se lograrán solucionar los problemas ambientales mediante el cambio de los modelos sociales (en el ámbito de los valores, de las percepciones y de las opiniones), y solamente mediante la implicación del público (personas afectadas, interesadas y población en general). Esta posición es coincidente con las corrientes de pensamiento que abogan por la gobernanza pública, esto es, con la profundización de la democracia hacia formas de gobierno cercanas en el día a día a la ciudadanía. De este modo se trata de superar la crisis de los sistemas políticos democráticos que relegan la voz a la ciudadanía cada cuatro años.

De este modo, frente a tendencias y costumbres ya superadas, en las que la Administración tomaba sus decisiones y las ejecutaba sin hacer partícipe a la sociedad, desde el comienzo de este siglo las reivindicaciones de una ciudadanía cada vez más reflexiva y crítica se reivindica una provisión de los servicios públicos más exigente, más allá de los simples administrados (Font, 2000). De hecho, se pone de manifiesto la complejidad de hacer frente a problemas más globales e interconectados, y por tanto más difíciles de segmentar y hacer frente desde visiones sumamente especializadas. Se hace necesario, pues, articular sistemas de gobierno que consideren la pluralidad de intereses y las múltiples percepciones sobre la realidad (Brugué y Gomà, 1998).

Esta concepción, la participación pública ambiental, tuvo su desarrollo normativo en la Convención de Aarhus (1998), tratado internacional que establece obligaciones jurídicas a los Estados que lo ratifiquen. En concreto, los Estados se comprometen a la obtención, elaboración y difusión de la información ambiental. Así, el Convenio sobre acceso a la información, participación del público en la toma de decisiones y acceso a la justicia en materia de medio ambiente fue ratificado en 2004 por el Estado Español y sus disposiciones se recogen en la Ley de Participación Pública Ambiental (Ley 27/2006).

El Convenio de Aarhus se adoptó en el marco de la UNECE (Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas) y parte del reconocimiento de que en “la esfera del medio ambiente... la transparencia del proceso de toma de decisiones garantiza un mayor apoyo del público”. En este sentido “un mejor acceso a la información y una mayor participación del público en la toma de decisiones permitirá tomar mejores decisiones y aplicarlas más eficazmente”, así mismo “se contribuye a sensibilizar al público respecto de los problemas ambientales, a dar la posibilidad de expresar sus preocupaciones y ayudan a las autoridades públicas a tenerlas debidamente en cuenta”. En definitiva, los mecanismos que promueve este convenio para garantizar la participación suponen, a día de hoy, la normativa más avanzada en lo que a democracia participativa en materia de medio ambiente se refiere.

Por su parte, la planificación participativa es uno de los elementos clave de la Directiva Marco del Agua, tanto desde el punto de vista de la planificación como desde la propia gestión. Así, además del trabajo técnico y científico, cualquier proyecto deberá contemplar e incorporar la visión de todos los agentes, tanto de los usuarios directos de los recursos hídricos, como del conjunto de la sociedad. Como resultado, en la última década, se está viviendo una transformación de los principios que sustentan la gestión del agua en Europa a raíz de la implementación de la DMA. Mientras el agua ha sido considerada en las últimas décadas como un mero recurso, hoy se reconoce como un bien común que pertenece al conjunto de la sociedad y como un patrimonio con diversas funciones, usos y valores asociados que contribuyen a la calidad de vida de las personas y que debe ser preservado. Comprender el agua desde esta complejidad exige analizarla desde diferentes puntos de vista y tener en cuenta los distintos intereses en juego.

Así, la participación debe ser activa, es decir, que además de recibir información y tener la posibilidad de emitir alegaciones y observaciones en los procesos de consulta pública, debe fomentarse el debate entre las personas interesadas, la concertación del programa de medidas y la implantación de los caudales ecológicos. Igualmente supone conocer el alcance de la participación en la toma de decisiones finales por parte de las personas interesadas y la identificación de puntos de conflicto o coincidencia de objetivos de los diferentes colectivos participantes en dichos procesos.

En consonancia con la implementación del DMA y de la Directiva de Gestión del Riesgo de Inundación, el Ministerio español de Medio Ambiente (en la actualidad MAPAMA) ha desarrollado la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Esta estrategia, además de promulgar la recuperación de los procesos dinámicos y de funcionamiento del curso fluvial más próximos al estado natural o de referencia o de lograr que el río aumente su capacidad de adaptación frente a perturbaciones naturales, presenta entre sus actuaciones la Formación y Educación, el Programa de Voluntariado, la Protección y Conservación, la Coordinación Administrativa y, cómo no, la Participación Social, la Restauración y Rehabilitación.

Pero en la práctica, en general, la Participación Pública no está exenta de obstáculos. Por una parte, se ha de considerar que hoy en día la gestión de los asuntos públicos está en crisis, está marcada por la complejidad de la realidad en la que vivimos y por una desafección política creciente (Troncal y Montero, 2006), y que demanda nuevas formas de gestión de lo público (Beck, 1996; Bauman, 2000). Por otra parte, están la falta de información de la sociedad o el desconocimiento que a menudo deriva en un rechazo hacia las acciones de naturalización del río, a las que se suma la escasa tradición a la hora de tomar parte en procesos de participación pública. Un buen ejemplo de lo que aquí comentamos es la experiencia relacionada con la demolición de presas y obstáculos en varios ríos de la Península, dado que la percepción social es continuista con situaciones conocidas durante las últimas décadas, declarándose contraria al cambio de estatus.

La formación, sensibilización y, en especial, el aumento de la transversalidad en la toma de decisiones y en las medidas de gestión que afectan a los espacios fluviales es fundamental. En este sentido, la restauración y rehabilitación fluvial requiere de la implicación y la coordinación entre administraciones y servicios, así como de disponer de equipos multidisciplinares. Sin duda, fomentar la participación pública e implicar a los colectivos sociales de manera proactiva en la gestión de los ecosistemas fluviales es una receta de obligado cumplimiento, aunque quizás nunca suficiente para garantizar que se cumpla el objetivo de la participación pública en la política de aguas en general y, de la restauración fluvial, en particular.

Es necesario garantizar otra serie de factores:

- La planificación y publicitación del proceso con tiempo
- La implicación de la sociedad desde un inicio
- La implicación de las autoridades para la generación de confianza
- La calidad de la información y la adaptación a los distintos públicos y su accesibilidad en distintos formatos y horarios

- La dimensión constructiva de la iniciativa, para pasar del interés particular al interés público
- La transparencia y lealtad que garantice la participación de todos los agentes en igualdad de condiciones
- La evaluación de la participación y la creación de redes de personas interesadas que permita su continuidad en el tiempo, así como el seguimiento de las actuaciones de restauración

Por tanto, la toma de decisiones gravita en torno a conceptos ya arraigados como la gobernanza y la participación pública, cada vez con un mayor peso en una realidad social cada vez más compleja y cambiante. Así, la gobernanza plantea una intensificación y constancia de la participación de la sociedad en las decisiones sobre lo público como una necesidad, un deber, y una oportunidad para mejorar la funcionalidad y legitimidad de las decisiones tomadas. Todo ello se manifiesta de forma clarísima en la DMA (Preámbulo 14 y 46, Artículo 14), uno de cuyos principales objetivos es implicar la sociedad en la política del agua, más allá de la elaboración de los Planes Hidrológicos de cuenca. En síntesis, son tres los retos de la gobernanza a los que nos referiremos en este apartado: la información y comunicación en torno a la restauración fluvial; la participación pública en la toma de decisiones y la necesaria formación o educación fluvial de la ciudadanía.

9. APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS INNOVADORAS PARA LA RESTAURACIÓN FLUVIAL

La conservación de los espacios naturales, el paisaje y el patrimonio cultural es una responsabilidad del conjunto de la sociedad y no únicamente de las administraciones públicas, que además han visto mermados los recursos en un contexto de crisis y por ende, su capacidad de inversión.

En este contexto, cabe desarrollar estrategias que permitan la colaboración y el voluntariado de los agentes del territorio y la sociedad en general. Estrategias como la custodia del territorio y los bancos de conservación son dos ejemplos claros de participación en la conservación.

La custodia del territorio es un conjunto de estrategias y instrumentos para implicar a propietarios y a usuarios del territorio en la conservación y mejora de los recursos naturales, culturales y paisajísticos, partiendo de la base que conservar los espacios naturales, el paisaje y el patrimonio cultural es una responsabilidad de toda la sociedad, y no únicamente de las administraciones públicas, con recursos muy limitados. En este sentido, la custodia requiere la implicación directa y activa

de la sociedad, propietarios por un lado y de forma general, entidades ambientales por otro lado.

La custodia del territorio es una herramienta que aparece normativizada en España en la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y que en el año 2003 ya se formaliza en concepto en Montesquiú (Declaración de Montesquiú) dando lugar a la creación de la Xarxa de custòdia del territori (red de custodia del territorio) en Cataluña, como la primera asociación que aglutina entidades ambientales de custodia. Cabe destacar el aumento en los últimos años como muestra la siguiente gráfica (Figura 8).



Figura 8. Evolución de la superficie en custodia en España. Fuente: Informe del 4º Inventario de Iniciativas de custodia del territorio del Estado Español.

Los ecosistemas fluviales representan un 16% de la superficie en custodia, tal y como se muestra en la Figura 9, siendo una tipología en aumento ya que en los últimos años se han desarrollado normativamente acuerdos de custodia entre la administración hidráulica y entidades ambientales, facilitando que haya mecanismos de colaboración y facilidades en cuanto a la consecución de recursos para proyectos de conservación y recuperación de los ecosistemas acuáticos.



Figura 9. Tipología de los terrenos en custodia. Fuente: Informe del 4º Inventario de Iniciativas de custodia del territorio del Estado Español.

Los espacios fluviales están regulados por el texto refundido de la Ley de aguas aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 de julio, que delimita la figura del Dominio Público Hidráulico, espacio bajo la tutela y el cuidado de la administración hidráulica. Constituyen el Dominio Público Hidráulico, entre otros bienes, los cauces de corrientes naturales, continuas o discontinuas y los lechos de lagos, lagunas y embalses superficiales, en cauces públicos. Se consideran como dominio privado, los cauces por los que ocasionalmente discurran aguas pluviales, en tanto atraviesen desde su origen, únicamente, fincas de propiedad particular. En este sentido, el Dominio Público Hidráulico alcanza prácticamente la totalidad de la red hidrológica española, con vastas superficies, difíciles de gestionar con los limitados fondos públicos. La custodia emerge como una herramienta necesaria para la gestión, por la implicación social que conlleva.

El nuevo mecanismo de medidas compensatorias previsto en la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental, el banco de biodiversidad, puede plantearse como otro instrumento innovador que permita desarrollar actuaciones de recuperación de espacios naturales, alternativa en aquellos casos en los que no se pueda realizar la restitución 'in situ' o proyectos con impactos residuales. La mejora o recuperación se contabiliza mediante un sistema de créditos ambientales que puedan ser comercializados. Es un mecanismo controvertido ya que, por una parte, desde el ecologismo se plantea como una mercantilización de la naturaleza mientras que

en sectores más economicistas se plantea como una forma de revalorizar la naturaleza ante la sociedad puesto que se realiza una valoración cuantitativa del recurso, y permitiendo dar pasos en la incorporación del posible valor del capital natural en la contabilidad nacional para hacer una gestión sostenible global. En España aún no se ha desarrollado el mecanismo para poder plantear proyectos de compensación de impactos.

El concepto banco de conservación surgió en E.E.U.U. mediante los Bancos de Humedales a principios de los años 80, y empezaron a ser ampliamente utilizados cuando la US Army Corps of Engineers (ACOE), y la US Environmental Protection Agency (EPA) y otras agencias federales publicaron una guía en 1995 (US ACOE *et al.*, 1995). Este sistema fue un intento de superar las deficiencias de los enfoques tradicionales de compensación ambiental y permitía la creación de incentivos económicos a propietarios y emprendedores para conservar humedales u otros recursos acuáticos. Más específicamente, este sistema, permitía la venta de créditos para la creación, restauración, mantenimiento o protección de las funciones y valores ambientales de los humedales en terrenos que se protegerán y gestionarán a perpetuidad.

Además de los Bancos de Humedales, los que más se utilizan en E.E.U.U. son los Bancos de Conservación de Biodiversidad partiendo de los anteriores y se aplicó para la conservación de especies amenazadas. El estado de California desarrolló la primera política de banca de conservación y en 2003 la US Fish and Wildlife Service (FWS) promulgó una guía federal para el establecimiento, uso y operativa de los bancos de conservación. La Banca de Conservación se esfuerza por mitigar los impactos adversos a las especies en peligro de extinción o amenazadas bajo el Endangered Species Act (ESA) de 1973.

La evolución en cifras de los Bancos de Hábitat en EEUU es de crecimiento en número de Bancos en este país, donde se alcanzan las 280.000 ha de terrenos convertidos en Bancos de Hábitat en total, con un incremento anual de unas 9.000 ha.

En este sentido, Lara ha recordado que este es el camino por el que abogan cada vez más leyes nacionales, directivas europeas e incluso desde Naciones Unidas, que durante la Cumbre de la Tierra Río+20 celebrada en junio de 2012 instó a los legisladores a dar pasos en este camino.

10. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los ríos son los ecosistemas más amenazados del Planeta a resultas de una larga e intensa ocupación de las cuencas y de los ámbitos fluviales, así como de la inter-

cepción de flujos de agua, de sedimentos y de nutrientes. Como consecuencia, los ecosistemas acuáticos y ribereños están profundamente transformados (Poff *et al.*, 2007). Los dramáticos efectos sobre la contaminación del agua han centrado históricamente muchos más esfuerzos en la mejora de su calidad que en otros aspectos de la integridad ecológica. Sin embargo, la forma del cauce y el flujo de agua, los sedimentos y los nutrientes son componentes relevantes de la salud del ecosistema fluvial y la evidencia científica más reciente muestra que su deterioro amenaza los servicios derivados de ellos (Elosegi y Sabater, 2013).

Ante la pérdida de muchos de estos servicios ecosistémicos y del riesgo derivado de la ocupación de las llanuras de inundación, muchas han sido las iniciativas de restauración fluvial realizadas durante los últimos años. De cara al futuro inmediato, el aumento constante de las demandas de agua y de espacio, junto al cambio climático, hacen prever un aumento de diversas tensiones, al menos en determinadas épocas (Barnett *et al.*, 2005). No obstante, estas inversiones en la restauración fluvial no han frenado la disminución de la calidad del hábitat y de las funciones del ecosistema (Bernhardt *et al.*, 2005).

Precisamente las funciones del ecosistema son un aspecto pocas veces considerado tanto en los estudios relativos al estado de conservación de los ecosistemas fluviales como en los proyectos de restauración, aunque existe un interés creciente en relación a su importancia (e.g. Gessner y Chauvet, 2002). Mientras que la estructura del ecosistema se refiere a sus características físicas y a los organismos que los habitan (por ej., microbios, plantas y animales), las funciones del ecosistema se refieren al conjunto de procesos que regulan los flujos de energía y materia como una consecuencia de la actividad conjunta de estos organismos (Tilman *et al.*, 2014), tales como el metabolismo fluvial, la descomposición de materia orgánica y la producción secundaria (Sandin y Salimini, 2009).

En cualquier caso, la definición de la restauración ecológica ha cambiado a través del tiempo, pasando de las metas ecológicas a otras más amplias que redundan en los beneficios humanos (Duofour y Piegay, 2009). Así, se ha pasado de una referencia estática para la restauración, una imagen objetivo generalmente basada en referencias pretéritas (Cairns, 1991), a distinguir la restauración de la rehabilitación, o de una simple adecuación. Y claro está, cuando la perturbación o el impacto humano es reciente es relativamente sencillo establecer esas condiciones pasadas. Sin embargo, en el Oeste de Europa, por ejemplo, el paisaje fluvial actual es el resultado de múltiples interacciones entre ecosistemas y sociedades a lo largo de milenios (Petts *et al.*, 1989), de manera que las llanuras de inundación han sido fuertemente impactadas por el pastoreo, el cultivo, la extracción de madera y los cauces han sido dragados, encauzados y reducidos a un mero canal.

Sin embargo, existe una constatación científica: los corredores fluviales son sistemas dinámicos y complejos, que evolucionan continuamente, por lo que es necesario pasar de un estado de referencia a un conjunto de dinámicas de referencia (Boon *et al.*, 1992). El objetivo no es alcanzar un patrón fijo, sino posibilitar una combinación de procesos tales como las variaciones de caudal e inundaciones, la redistribución de sedimentos, la sucesión ecológica, la migración de especies o el intercambio de nutrientes) que son por definición muy variables y parcialmente impredecibles (Thorp *et al.*, 2006). En este contexto, al mismo tiempo que evolucionaba la justificación para restaurar la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, el concepto de bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas también se fue afianzando (De Groot, 1987; Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997).

Desde un punto de vista práctico, y tomando como referencia las referencias bibliográficas más relevantes que abogan por la restauración basada en procesos (por ej. Kondolf, 1998; Palmer *et al.*, 2005; Aronson *et al.*, 2006; Duofour y Piegay, 2009) podríamos enumerar a modo de un simple protocolo aspectos de relevancia para el diseño de proyectos de restauración. Para ello consideramos que la restauración basada en procesos tiene como objetivo restablecer las magnitudes de los procesos físicos, químicos y biológicos que sustentan los ecosistemas de los ríos y llanuras de inundación (Beechie *et al.*, 2010). Es una buena señal el hecho de que cada vez es más habitual que los gestores de los ríos estén pasando de las soluciones de ingeniería dura a actividades de restauración con base ecológica, aunque aún existe poco acuerdo sobre lo que constituye una actuación exitosa (Palmer *et al.*, 2005). La aplicación de estos principios ayudará a evitar las trampas comunes en la restauración de los ríos, como la creación de tipos de hábitat fuera del potencial natural de un sitio, el intento de construir hábitats estáticos en entornos dinámicos o la construcción de características de hábitat que en última instancia se centran en aspectos o taxones muy concretos (Beechie *et al.*, 2010).

- 1. Diagnóstico, definición de la problemática y evaluación potencial del funcionamiento.** Necesitamos conocer la trayectoria histórica del sistema a ser restaurado, entender sus propiedades e identificar las influencias naturales y humanas en el paisaje a lo largo del tiempo, en especial aquellas que han contribuido a la degradación ecológica existente.
- 2. Identificar y definir las necesidades de la sociedad.** Esto requiere la participación de la sociedad a diferentes niveles y considerar que el ecosistema fluvial debe prestar diversos servicios y que el sistema y los valores de la sociedad van en evolución.
- 3. Definición de objetivos y selección de actuaciones.** Esto significa acordar cuáles son los procesos ecológicos más importantes para la restauración, establecer acciones de restauración que aborden las causas de la degrada-

ción basadas en una imagen orientadora específica del río más dinámico y saludable que podría existir en el ámbito.

- 4. El sistema fluvial debe ser más autosostenible y resistente a las perturbaciones externas**, de manera que sólo se requiera un mínimo mantenimiento de seguimiento. Además, durante la fase de construcción, no se debe infligir daños duraderos al ecosistema.
- 5. Tanto las evaluaciones previas como las posteriores deben completarse y los datos puestos a disposición del público.**

Para concluir este apartado, debemos considerar que la estrategia de maximizar los procesos no siempre conduce a mejoras ecológicas en todos los lugares y la complejidad regional debe ser mejor entendida para ajustar las acciones de restauración. De este modo, la relación entre el proceso y los servicios asociados no es siempre evidente por lo que demostrar que lo natural es rentable para la sociedad humana es probablemente uno de los principales desafíos para la restauración y gestión fluvial (Duofour y Piegay, 2009). Además, aunque nos hemos centrado en las dimensiones físicas y ecológicas de la restauración, debemos tener claro que en última instancia se trata de una actividad social, dependiente de la asignación de recursos públicos para ese propósito. Sin duda las actuaciones de restauración deben servir a su vez como una herramienta educativa para el público, que ilustre los avances durante los programas de rehabilitación a largo plazo y demuestre por qué el logro de algunos objetivos puede tomar mucho tiempo.

REFERENCIAS

- Acreman, M. y Dunbar, M.J. (2004). Defining environmental river flow requirements – a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(5): 861-876.
- Álvarez Vázquez, L.J., Martínez, A., Vázquez-Méndez, M.E. y Villar, M.A. (2011). The importance of desing in river fishways. *Procedia Environmental Sciences*, 9: 6-10.
- Aronson J., Clewell A.F., Blignaut J.N. y Milton S.J. (2006). Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation*, 14: 135-139.
- Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L. y Naiman, R.J. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16: 1311-1318.
- Auble, G.T. y Scott, M.L. (1998). Fluvial disturbance patches and Cottonwood recruitment along the upper Missouri River, Montana. *Wetlands*, 18(4): 546-556.
- Barnett, T.P., Adam, J.C. y Lettenmaier, D.P. (2005). Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. *Nature*, 438(7066): 303-309.
- Bauman, Z. (2000). *Liquid Modernity*. Cambridge: Polity Press.
- Beck, U. (1996). Risk Society and the Provident State, in Lash, S., Szerezynski, B. ed. *Risk, Environment and Modernity. Towards a new Ecology: 27-43*, London: SAGUE Publications.
- Bednarek, A.T. (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, 27 (6): 803-814.
- Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., ... y Pollock, M.M. (2010). Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60(3): 209-222.
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Abell, R., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad Shah, J., Galat, D.L., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D.J., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., y Sudduth, E. (2005). Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science*, 308: 636-637.
- Bilby, R.E. (1981). Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology*, 62: 1234-1243.
- Blackwell, M.S.A, Maltby, E. y Gerritsen, A.L. (2006). *Ecoflood guidelines: how to use floodplains for flood risk reduction*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Boon, P.J., Calow P. y Petts G.E. (eds). (1992). *River Conservation and Management*, John Wiley & Sons: Chichester.
- Briggs, M.K. (1996). *Riparian ecosystem recovery in arid lands: strategies and references*. University of Arizona Press.
- Brooks, A.E. (2006). Design guidelines for reintroduction of wood in Australian streams. Land & Water Australia, Canberra, Australia.
- Brugué, Q. y Gomà, R. (1998) *Gobiernos locales y políticas públicas*. Barcelona: Ariel.
- Bunn, S.E. y Arthington, A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30: 492-507.
- Cairns, J. (1991). The need for integrated environmental systems management. En *Integrated environmental management* (eds. J. Cairns y T.V. Crawford), 5-20. Michigan: Lewis publishers.
- Cavalli, M., Tarolli, P., Marchi, L. y Dalla Fontana, G. (2008). The effectiveness of airborne LiDAR data in the recognition of channel-bed morphology. *Catena*, 73(3): 249-260.
- CIREF (2010). *¿Qué es restauración fluvial?* Nota técnica del CIREF 4.
- Clarke, S. J., Bruce Burgess, L. y Wharton, G. (2003). Linking form and function: towards an eco hydromorphic approach to sustainable river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(5): 439-450.
- Clay, C. H. (1994). *Design of fishways and other fish facilities*. CRC Press. 256 pp.
- Costanza R. d'Arge R., de Groot R., Farber S. Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruedo J., Raskin R.G., Sutton P. y van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.

- Daily GE. (1997). *Nature's Services - Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press: Washington.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., y Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3): 260-272.
- De Groot, RS. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist*, 7: 105-109.
- Díez, J.R., Sarriegi, M. y Elosegi, A. (2016). La madera muerta y la morfología fluvial. *Ecología y función*. In: Batalla, R. y Tena, A. (eds.) "Procesos hidrosedimentarios en medios fluviales". Ed. Milenio. Lleida.
- Dufour, S. y Piégay, H. (2009). From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River research and applications*, 25(5), 568-581.
- Elosegi, A. y Sabater, S. (2013). Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712(1): 129-143.
- Elosegi, A., Díez, J.R. y Mutz, M. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, 657(1): 199-215.
- Elosegi, A., Díez, J.R. y Pozo, J. (2007). Contribution of dead wood to the carbon flux in forested streams. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32 (8): 1219-1228.
- EME (Evaluación de los ecosistemas del Milenio en España). (2013). Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- Fernández Yuste, J.A., Martínez Santa-María, C. y Magdaleno, F. (2012). Application of hydrologic alterations in the designation of heavily modified water bodies in Spain. *Environmental Science & Policy*, 16: 31-43.
- Flores, L., Larranaga, A., Díez, J.R. y Elosegi, A. (2011). Experimental wood addition in streams: effects on organic matter storage and breakdown. *Freshw. Biol.*, 56, (10): 2156-2167.
- Font, J. (2001). Ciudadanos y decisiones públicas. Barcelona: Ariel.
- Fundación Biodiversidad. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2015). Informe 4º inventario de iniciativas de custodia del territorio del Estado Español.
- Garilletei, R., Calleja, J. A., y Lara, F. (2012). Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Centro de Publicaciones.
- Garófano-Gómez V., Martínez-Capel F., Bertoldi W., Gurnell A., Estornell J. y Segura-Beltrán F. (2013). Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based on historical data sources. *Ecology*, 6: 536-553.
- Garófano-Gómez, V. (2009). Análisis de las interrelaciones vegetación-flujo en tramos regulados del río Mijares, orientado a los estudios del régimen ambiental de caudales. Memoria del Diploma de Estudios Avanzados (DEA). Programa de Doctorado en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València.
- Garófano-Gómez, V. (2013). Riparian vegetation patterns according to hydrogeomorphological factors at different spatial and temporal scales in Mediterranean Rivers. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F. y Francés, F. (2009). Distribution patterns of riparian species in relation to channel bed in two Mediterranean rivers. En: Proceedings of the 7th International Symposium on Ecohydraulics (pp. 12-16).
- Gessner, M.O. y Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12: 498-510.
- Gillilan, S., Boyd, K., Hoitsma, T. y Kauffman, M. (2005). Challenges in developing and implementing ecological standards for geomorphic river restoration projects: a practitioner's response to. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 223-227.
- Godé, L.-X. (2008). La gestió i recuperació de la vegetació de ribera. Guia tècnica per a actuacions en riberes. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya.
- González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2007). Restauración de Ríos: Guía Metodológica Para la Elaboración de Proyectos. MAPAMA. Madrid.
- Grabowski, R. C., Surian, N. y Gurnell, A. M. (2014). Characterizing geomorphological change to support sustainable river restoration and management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(5), 483-512.

- Gregory, S., Boyer, K.L. y Gurnell, A.M. (eds.) (2003). *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society. University of Michigan. 431 pp.
- Gurnell, A. M., Petts, G. E., Hannah, D. M., Smith, B. P. G., Edwards, P. J., Kollmann, J., Ward, J. V. and Tockner, K. (2001). Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26:31-62.
- Gurnell, A.M., Piegay, H., Swanson, F.J. and Gregory, S.V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47: 601-619.
- Harrison, P.A., Vandewalle, M., Sykes, M.T., Berry, P.M., Bugter, R., de Bello, F., ... y Jongman, R.H. (2010). Identifying and prioritizing services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 19(10): 2791-2821.
- Hart, D.D. Johnson, T.E. Bushaw-Newton, K.L. Horwitz, R.J. Bednarek, A.T. Charles, D.F. Kreeger, D.A. y Velinsky, D.J. (2002) Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *Bioscience*, 52(8): 669 - 681.
- Hill, M.J. Long, E.A. y Hardin: S. (1993). Effects of Dam Removal on Dead Lake, Chipola River, Florida. Apalachicola River Watershed Investigations, Florida Game and Fresh Water Fish Commission. A Wallop- Breaux Project F-39-R, 12 pp.
- Hilldebrand, R.H., Lemly, A.D., Dolloff, C.A. y Hapster, K.L. (1997) Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 931-939.
- Honey-Rosés J. y García Burgos, E. (2013). Los servicios ambientales y la restauración fluvial. *Notas técnicas del CIREF* nº 6.
- Honey-Rosés J., Schneider D. y Brozovic N. (2014). Changing ecosystem service values following technological change. *Environmental Management*, 53: 1146-1157.
- Horacio, J. (2015). *Medicina fluvial. Un nuevo paradigma en la conservación y restauración de ríos bajo el enfoque de la geomorfología*. Jolube, Jaca. 123 p.
- Hughes F.M.R. y Rood S.B. (2001). Floodplains. Pp. 105-121, en: Warren A., French J.R., eds. *Habitat Conservation: Managing the Physical Environment*. Wiley, New York.
- Kemp, P.S. y O'Hanley, J.R. (2010) Procedures for evaluating and prioritizing the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 17(4):297-322.
- Kondolf, G.M. y Micheli, E.R. (1995) Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19: 1-15.
- Kondolf, G.M., Boulton, A.J., O'Daniel, S., Poole, G.C., Rahel, F.J., Stanley, E.H., Wohl, E., Bång, A., Carlstrom J., Cristoni C., Huber H., Koljonen S., Louhi P. y Nakamura, K. (2006). Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, 11(2): 5.
- Laasonen, P., Muotka T. y Kivijarvi, I. (1998) Recovery of macroinvertebrates communities from stream habitat restoration. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 101-113.
- Lara, F., Garillete, R., y Calleja, J.A. (2004). La vegetación de ribera de la mitad norte española. Centro de Estudios de Técnica Aplicadas del CEDEX.
- Lara, F., Garillete, R., y Calleja, J.A. (2008). Síntesis ecológica y sectorización de la vegetación de ribera de la mitad Sur de España. Informe técnico CEDEX-Universidad Autónoma de Madrid, 571 pp.
- Larinier, M. (2000) Dams and fish migration. World Commission on Dams. 30 pp.
- Larinier, M. (2002) Biological factors to be taken into account in the design of fishways, the concept of obstructions to upstream migration. *Bull Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl: 28-38.
- Larinier, M. y F. Travade (2002) Downstream migration: problem and facilities. *Bull Fr, Pêche Piscic.* 364 suppl: 181-207.
- Lytle, D.L. y Poff, N.L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(2): 94-100.
- Máčka, Z.; Krejčí, L.; Loučková, B. y Peterková, L. (2011). A critical review of field techniques employed in the survey of large woody debris in river corridors: A central European perspective. *Environ. Monit. Assess.*, 181: 291-316.
- Magdaleno, F. (2005). *Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones*. Monografía CEDEX M-82. Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. 194 pp.
- Magdaleno, F. (2009). *Manual técnico de cálculo de caudales ambientales*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. 240 pp.

- Magdaleno, F. (2011). ¿Debe el agua de los ríos llegar al mar? Una gestión medioambiental del agua en España. Ed. Los libros de la Catarata - Fundación Alternativas. 106 pp.
- Magdaleno, F. (2011). *Manual de técnicas de restauración fluvial*. 2ª edición. Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. 240 pp.
- Magdaleno, F. (2012). ¿Cómo se restaura hidrológicamente un río? Notas técnicas del CIREF, Nº 5. 4 pp.
- Magdaleno, F. (2017). Experimental floods: A new era for Spanish and Mediterranean rivers? *Environmental Science & Policy*, 75, 10-18.
- Magdaleno, F., Anastasio Fernández, J. y Merino, S. (2012). The Ebro River in the 20th century or the ecomorphological transformation of a large and dynamic Mediterranean channel. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(5): 486-498.
- Magdaleno, F., Blanco-Garrido, F., Bonada, N. y Herrera-Grao, T. (2014). How are riparian plants distributed along the riverbank topographic gradient in Mediterranean rivers? Application to minimally altered river stretches in Southern Spain. *Limnetica*, 33(1): 121-138.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2011. Perfil ambiental de España 2010. Informe basado en indicadores. Gobierno de España.
- Mahoney J.M. y Rood S.B. (1998). Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment – an integrative model. *Wetlands*, 18(4): 634–645.
- Malavoi J.P., Bravard J.P., Piegay H., Heroin E. y Ramez P. (1998). Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). (2010). Bases de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones.
- Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2006). Índices de alteración hidrológica en ecosistemas fluviales. Monografía M-85 CEDEX. Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. 178 p.
- Meier, C.I. (2008). Cottonwood establishment in a gravel-bed river. Tesis Doctoral. University of Montana.
- Merritt D.M., Scott M.L., LeRoy Poff N., Auble G.T. y Lytle D.A. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation–flow response guilds. *Freshwater Biology*, 55(1): 206–225.
- Millenium Ecosystem assessment. (2005). *A framework for assessment*. Island press, Washington.
- Modé, M., Maltby, E. y Tainton V. (2002). WEDSS: Integrating Wetlands into River Basin Management to Support the Implementation of the WFD. In: Ledoux, L. and Burgess, D. (Eds.), *Proceedings of Science for Water Policy: The implications of the Water Framework Directive*, University of East Anglia, Norwich, UK.
- Montgomery, D. R., Abbe, T. B., Buffington, J. M., Peterson, N. P., Schmidt, K. M. y Stock, J. D. (1996). Distribution of bedrock and alluvial channels in forested mountain drainage basins. *Nature*, 381: 587-589.
- Montgomery, D.R. y Buffington, J.M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, 109: 596– 611.
- Morandi, B. (2014). *La restauration des cours d'eau en France et à l'étranger : de la définition du concept à l'évaluation de l'action. Eléments de recherche applicables*. Tesis doctoral, Université de Lyon.
- Nagayama, S. y Nakamura, F. (2010). Fish habitat rehabilitation using wood in world. *Landsc. Ecol. Eng.*, 6: 289–305.
- Naiman R.J., Décamps H. y McClain, M.E. (2005). *Riparia - Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press: 430 pp.
- Newson, M. y Large, A.R. (2006). 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(13), 1606-1624.
- Nilsson, C. y Berggren, K. (2000). Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*, 50: 783-792.
- Noonan, M.J., Grant, J.W.A. y Jackson, C.D. (2012). A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4): 450-464.
- Ollero, A. (2010). Channel Changes and Floodplain Management in the Meandering Middle Ebro River, Spain. *Geomorphology*, 117: 247-260.

- Ollero, A. (2011a). Sobre el objeto y la viabilidad de la restauración ambiental. *Geographicalia*, 59-60: 267-279.
- Ollero, A. (2011b). Los cauces fluviales como indicadores de cambio global: propuesta metodológica. *Zubia*, 23: 189-202.
- Ollero, A., Acín, V., Ballarín, D., Granado, D., Horacio, J., Mora, D., Nadal, E., Sánchez-Fabre, M., Sebastián, M., Segura-Beltrán, F., Valls, A. (2017a). Dynamique fluviale, changement global et pression anthropique dans le bassin, le cours et le delta de l'Ebre. *Sud-Ouest Européen*, 44: 41-54.
- Ollero, A., Ballarín, D., Boné, P., Casamayor, S., Espinosa, P., Horacio, J., Ibisate, A., Magalhaes, A., Segura-Beltrán, F. (2017b). Une synthèse sur la restauration fluviale dans le bassin de l'Ebre. *Sud-Ouest Européen*, 44: 137-149.
- Ollero, A., Ibisate, A., Acín, V., Díaz, E., Granado, D., Horacio, J. (2011). Innovación y libertad fluvial. Ponencia al VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua.
- Orr, C.H. Gonzales, J.D. Papenfus, M.M. y Wassell, R.D.G. (2004). Examination of physical and regulatory variables leading to small dam removal in Wisconsin. *Environmental Management*, 33 (1): 99-109.
- Ovidio, M. y Philippart, J.C. (2002). The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia*, 483: 55-69.
- Pahl-Wostl, C. (2006). The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains. *Ecology and Society*, 11(1).
- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Lake, P. S., Alexander, G., Brooks, S., ... y Galat, D. L. (2005). Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of applied ecology*, 42(2): 208-217.
- Palmer, M.A. y Allan, J.D. (2006). Restoring rivers. *Issues in Science and Technology*, 22(2): 40-48.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahn, C.N., Follstad Shah, J., Galat, D.L., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D.D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L. y Sudduth, E. (2005). Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42, 208-217.
- Paredes, V., Ballesteros, F. (2012). Restauración del espacio fluvial. Criterios y experiencias en la cuenca del Duero. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 480 p.
- Patten, D.T. (1998). Riparian ecosystems of semi-arid North America: Diversity and human impacts. *Wetlands*, 18: 498-512.
- Perrot-Maitre, D. (2006). *The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case*. International Institute for Environment and Development, London, UK, 24.
- Pess G. Morley, S. y Roni, P. (2005) Evaluating fish response to culvert replacement and other methods for reconnecting isolated aquatic habitats. In Roni, P. (Ed.) *Monitoring Stream and Watershed Restoration. American Fisheries Society*, 267-276. Bethesda.
- Petts, G.E., Möller, H. y Roux, A.L. (1989). Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. New York, NY (US); John Wiley and Sons.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M. y Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 104(14): 5732-5737.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. y Stromberg, J.C. (1997). The Natural Flow Regime. *Bioscience*: 47(11): 769-784.
- Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O'Keefe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E. & Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55: 147-170.
- Reich, M., Kershner, J.L., y Wildman, R.C. 2003. Restoring streams with large wood: a synthesis. In *The ecology and management of wood in world rivers*. In: S.V. Gregory, K.L. Boyer y A.M. Gurnell (eds.). American Fisheries Society Symposium 37, Bethesda, Maryland. pp. 355-366.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. y Braun, D.P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4): 1163-1174.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. y Pess, G.R. (2002). A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 1-22.

- Roni, P., Fayram, A.H. y Miller, M.A. (2005). Monitoring and evaluating instream habitat enhancement. 209-236. In Roni, P. (Ed) Monitoring stream and watershed restoration. American Fisheries Society. Bethesda. Maryland.
- Roni, P., Hanson, K. y Beechie, T. (2008) Global review of physical and biological effectiveness of stream hábitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28: 856-890.
- Roni, P., T. Beechie, G. Pess y K. Hanson (2015). Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 466-478.
- Rood S.B., Samuelson G.M., Braatne J.H., Gourley C.R., Hughes F.M. y Mahoney J.M. (2005). Managing river flows to restore floodplain forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(4): 193-201.
- Rood, S.B., Gourley, C.R., Ammon, E.M., Heki, L.G., Klotz, J.R., Morrison, M.L., Mosley, D., Scopetstone, G.G., Swanson, S. y Wagner, P.L. (2003). Flows for Floodplain Forests: A Successful Riparian Restoration. *BioScience*, 53 (7): 647-656.
- Sandin, L. y Salomini, A.G. (2009). Freshwater Ecosystem Structure-Function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*, 54: 2017-2024.
- Sayers, P., Yuanyuan, L., Galloway, G., Penning-Rowell, E., Shen, F., Wen, K., Chen, Y. y Le Quesne, T. (2013). Flood Risk Management: A Strategic Approach. Paris, UNESCO.
- Society for Ecological Restoration (SER) International - Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. (2004). *Principios de SER Internacional sobre la restauración ecológica*.
- Standford J.A., Ward J.V., Liss W.J., Frissell C.A., Williams R.N., Lichatowich J.A. y Countant C.C. (1996). A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12: 391-414.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19: 397-441.
- Thorp, J.H., Thoms, M.C. y Delong, M.D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123-147.
- Tilman, D., Isbell, F. y Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 471-493.
- Troncal, M. y Montero, J.R (2006). Political Disaffection in Contemporary Democracies: Social Capital, Institutions and Politics. London: Routledge.
- Van Schijndel, S. A. H. (2006). The Planning Kit, a decision making tool for the Rhine Branches En: Floods, from Defence to Management. Van Alphen, van Beek & Taal (eds).
- Velasco, J. (2008). Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. San Vicente del Raspeig. España.
- Vidal-Abarca M.R. y Suárez M.L. 2013. Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? *Biodiversity and Conservation*, 22(11): 2469-2503.
- Ward, J.V. (1989). The four-dimensional nature of the lotic ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- Ward, J.V., Tockner, K., Uehlinger, U. y Malard, F. (2001). Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *River Research and Applications*, 17(4-5): 311-323.
- Wohl, E. (2004). *Disconnected rivers: linking rivers to landscapes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.

EL RÍO, CONSECUENCIA DE SU CUENCA. LA CUENCA COMO UNIDAD BÁSICA PARA LA ADAPTACIÓN

Iñaki Antigüedad¹, Ane Zabaleta¹

¹ Departamento Geodinamika. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU). 48940 Leioa (Bizkaia), País Vasco.
inaki.antigüedad@ehu.eus, ane.zabaleta@ehu.eus



1. INTRODUCCIÓN

Se aporta una visión del río desde la Cuenca (*basin as a whole*), y del Agua como elemento transversal (*water is a connector, not a sector*). Se pone en valor la funcionalidad hidrológica del Territorio, y se consideran los impactos hidrológicos derivados de cambios en los usos del suelo como añadidos a los derivados del Cambio Climático (Cambio Global). Es necesario un paradigma renovado para enfocar la adaptación de los sistemas relacionados con el Agua a escenarios futuros inciertos, gestionando las tramas de relaciones territoriales en las que el Agua interviene, aumentando la resiliencia del Territorio y de la sociedad como forma de disminuir la vulnerabilidad. Resulta esencial considerar la gestión como parte de la gobernanza, y situar el corto plazo y lo local en un contexto espacio-temporal más amplio.

2. CONTEXTUALIZACIÓN

Vivimos inmersos en una época de *incertidumbres* múltiples en todos los ámbitos, decimos ser cada vez más conscientes de la necesidad de gestionar la *complejidad* de nuestras sociedades (instaladas en territorios concretos), y nos referimos con frecuencia a los nuevos *paradigmas* como justificación de *cambios* hacia una *sostenibilidad*... que no llega, probablemente porque no sabemos hacia dónde queremos ir, qué es lo que queremos sostener (el gran enigma). Como dice Malin Falkenmark (2007), quien profundizara en los conceptos de agua verde y azul, «in order to find out how to proceed, backcasting from a sustainable future would be more interesting than forecasting from an unsustainable present». Lo insostenible no termina de irse y lo sostenible no termina de llegar.

Hablamos bastante más que actuamos y seguimos alimentando incertidumbres, complejidad... y nuevos paradigmas. Y seguimos investigando en nuestras universidades, con la sensación de que a la administración poco le importa lo que hagamos siempre y cuando no obstaculicemos, desde el conocimiento, el *progreso*... que profundiza la insostenibilidad. Edgar Morin (2011), quien desarrollara el *pensamiento de lo complejo*, afirmaba que había que dejar la *ilusión* de que la nuestra es la sociedad del conocimiento; que sabemos mucho pero que nuestra sabiduría está tan compartimentada que nos impide entender la esencia de los problemas

globales que nos afectan en nuestra vida personal y colectiva. Esto vale también cuando hablamos no sólo de la gestión de la cuenca sino de la forma en la que planteamos la investigación a realizar en ese marco territorial.

Se admite que la Sostenibilidad se refiere a la capacidad de un sistema para adaptarse al entorno y mantenerse en el tiempo; al entorno actual y al de los escenarios futuros derivados del Cambio Climático, o, mejor, del Cambio Global. Y para eso el sistema tiene que ser resiliente. En cualquier caso, avanzar hacia la Sostenibilidad es el mayor reto actual. Decía el Secretario General de la ONU en su informe de la Cumbre de la Tierra (2002) que para alcanzar la sostenibilidad en el planeta es necesario alcanzarla en todos los lugares, y sustentaba el camino en la integración de cinco pilares: Agua, Energía, Salud, Agricultura y Biodiversidad.

Centrándonos en el Agua, actuar en términos de Adaptación supone conocer la dinámica del entorno (Territorio) al que nos debemos adaptar, y esta dinámica es evolutiva en el tiempo, y sometida a una enorme dosis de incertidumbre. De hecho, si los futuros escenarios climáticos que se derivan de los Modelos de Circulación General son bastante variables, es mucho mayor la variabilidad cuando nos referimos a los escenarios hidrológicos. Es aquí donde el Territorio (suelo: naturaleza, usos y gestión) tiene una influencia crucial, marginada con frecuencia en la planificación hidrológica. La importancia de la función hidrológica del Territorio en la dinámica del río ha sido evidenciada en muchos estudios. Como referencia, Fohrer *et al.* (2005): «At present land use change is still not modeled as a dynamic process and it is assumed to have no effect on soil properties or microclimate. This simplification can lead to significant effects on the modeling results». El manifiesto fundacional de la Nueva Cultura del Agua (1998) lo recoge así: «Organizar la inteligencia colectiva en forma de ordenación territorial con perspectivas de sostenibilidad. Se trata de integrar la gestión del agua en el territorio desde la coherencia del desarrollo sostenible, como nueva columna vertebral de un renovado concepto de Interés General. Agua y Territorio pasan a ser una realidad indisociable».

Hablamos de resiliencia hidrológica, del Territorio y de la población en él asentada; en el primer caso de aumentar la capacidad reguladora de la cuenca con medidas de incidencia territorial orientadas a ordenar usos del suelo con visión hidrológica, y en el segundo de establecer criterios fundamentados para los cambios a realizar en la gestión de los servicios del agua como adaptación a escenarios venideros. Es decir, una visión CUENCA del río, más allá de su visión CAUCE. En la visión CUENCA se trata de considerar el territorio no sólo como receptor de efectos derivados del Cambio Climático, sino también como causa añadida de los mismos (efectos hidrológicos de la ordenación territorial, afectando sobre todo la evapotranspiración y la capacidad reguladora de las diferentes partes del Territorio: suelo, humedales, acuíferos, vegetación) (Figura 1).

En estudios centrados en avenidas, Pfister *et al.* (2004) analizan los eventos en las cuencas del Rhine y del Meuse y los relacionan con los cambios en los tipos de circulación atmosférica y en usos del suelo, y concluyen que «current knowledge on past and present hydrological extremes in the Rhine and Meuse basins clearly indicates that both land use and climate change do have an impact on flood generation». Añaden que «The identification of the consequences of future changes in land use and climate on the hydrology of the Rhine and Meuse basins is even more complicated by the impact that climate change could have on land use. Under a changed climate, the vegetation cover is indeed also likely to be strongly altered, which in return can have a significant impact on major hydroclimatological processes, such as surface runoff, infiltration or evapotranspiration».

Es muy importante considerar esa retroalimentación entre clima y usos del suelo, junto con la propia planificación temporal de los cambios en estos usos (debidos a la evolución socio-económica, de demandas, de gobernanza...), con sus incertidumbres asociadas. Esto obliga a actuar con proyecciones de posibles escenarios futuros (*scenario-based approach*), trabajando con modelos hidrológicos espacialmente distributivos basados en procesos (*process-based hydrological models*), lo que, a su vez, requiere un mayor esfuerzo en la investigación del mundo real de la cuenca.

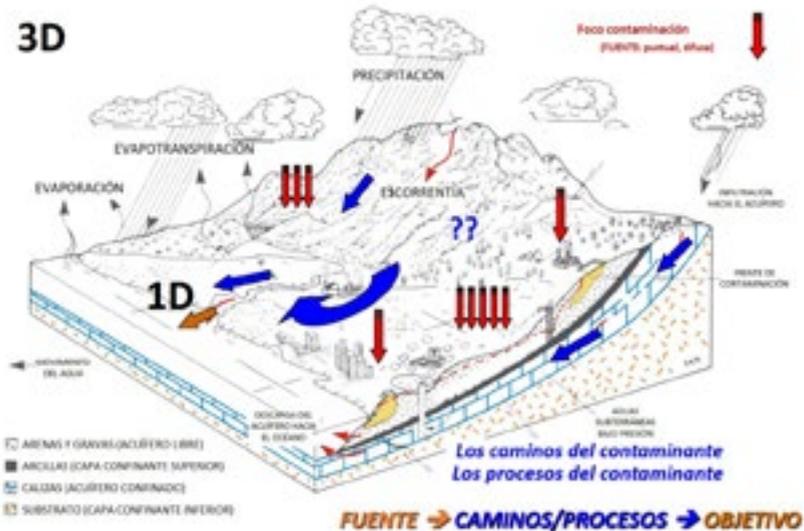


Figura 1. Marco hidrológico conceptual de la cuenca fluvial (3D) con la secuencia Fuente-Caminos/ Procesos-Objetivos para el flujo de materia (Watson y Burnett (1995), modificado).

3. LA VISIÓN CUENCA

La Cuenca representa la unidad básica de gestión del territorio, el marco espacial idóneo para la comprensión de la compleja interrelación de los procesos (físicos, químicos, biológicos, sociales) que ahí tienen lugar, con diferente incidencia en las escalas espacial y temporal. Es un ecosistema en equilibrio dinámico, que transfiere materia (agua, sedimentos, nutrientes...) desde el continente al océano. En palabras de Eisenbies *et al.* (2007) «Watersheds have been called the basin ecological unit because they are relatively self-contained. They are useful for hydrologic work because the boundary conditions, inputs and outputs, are more easily described than at smaller scales. *Watersheds function to collect, store and discharge water as well as alter water chemistry and modify sediment export. Streamflow is the integrated product of the unique character of climate, geology, vegetation and soils of individual watersheds*».

El río (1D) es la respuesta, en términos de variación de cantidad y calidad de agua, del conjunto de procesos, naturales y antrópicos, del sistema Cuenca (3D). No hay planificación hidrológica sin planificación de la cuenca. La Figura 1 recoge esta visión de la cuenca como unidad de drenaje, incluyendo el dominio subterráneo, con frecuencia olvidado. Hace falta un enfoque ecosistémico: una política hidrológica desde la cuenca más que una hidráulica desde el cauce, mirar la cuenca desde el río y desde la cabecera a la desembocadura. Se trata de considerar la cuenca como un *continuum* y de recuperar la *continuidad* muchas veces perdida, por acumulación en el tiempo de impactos antrópicos, para que el territorio gane en resiliencia: la continuidad lateral (entre río y llanura de inundación), la longitudinal (entre cabecera y parte baja), la vertical (entre río y acuíferos)... y mantenerla en el tiempo (sostenibilidad).

Newson (1992) recoge, de forma crítica, las diferentes formas de entender la cuenca que tienen los gestores del recurso agua (conjunto de infraestructuras), las hidroeléctricas (presas), la ingeniería hidráulica (sistema de ecuaciones)... para enfatizar en la necesidad del enfoque ambiental (ecosistémico, holístico) que considere la sensibilidad de la cuenca a los cambios (vulnerabilidad, riesgo), partiendo del reconocimiento de las funciones que *per se* cumple un sistema fluvial: «River systems fulfill spontaneous functions for human society, i.e. *functions fulfilled without any need of intervention*. Examples include the natural regulation of erosion and sedimentation, the sponge like action of wetlands and the water-purifying capacity of lakes and marshes. At the present time, the derangement of these functions is perhaps the major problem in river basin management, *something that is due partly to unfamiliarity with the importance of these functions, as well as to underestimation thereof*».

La restauración de las funciones ambientales que han sido objeto de alteraciones múltiples, sobre todo, pero no solo, en los fondos de valle es el mayor desafío que afronta la gestión de la cuenca, y la ordenación territorial. Newson (1992) recoge de forma gráfica (Figura 2) el ámbito de las políticas de restauración, haciéndolas extensibles desde el cauce fluvial al conjunto de la cuenca (*the catchment as a whole*): la restauración fluvial va más allá del río (*beyond the channel*), la parte alta de la cuenca se interesa por la baja (*down the basin*), y la baja por la alta (*up the basin*) considerando el flujo de materiales en el conjunto de procesos de la secuencia *Source* (Fuente) - *Pathway* (Caminos/Procesos) - *Target* (Objetivo).

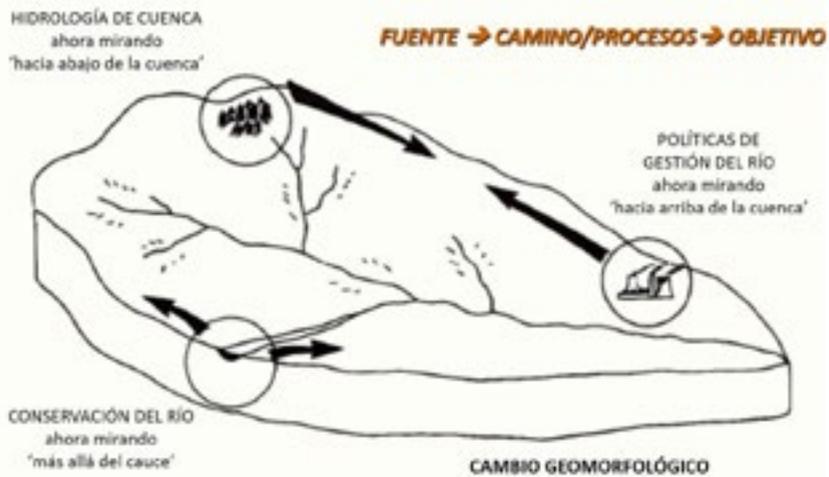


Figura 2. Extensificación de la restauración en la Cuenca (Newson, 1992, modificado).

Habersack *et al.* (2016), refiriéndose a los desafíos de gestión derivados de las alteraciones (usos del suelo y actuaciones en cauces y llanuras de inundación) ocurridas en la cuenca del Danubio afirman que «frequently the approaches to river and basin management have been reductionist in nature, given the need for river managers to adopt a pragmatic approach», y añaden: “A major challenge lies in identifying those processes that are the responsible for changes in river hydrodynamics... The problems are compounded by the extent to which these challenges are scale-dependent... *the importance of placing the short-term (and local) problem in a wider context of the long-term complexities and uncertainties of basin-scale behavior. This emphasis on landscape connectivity reinforces earlier work on the need to view streams within their basin context*». Entender el río en el contexto espacio-temporal de la cuenca, y el corto plazo en el contexto del largo.

4. HIDROGRAMA, REFERENCIA BÁSICA

Se ha hecho mención a la necesidad de conocer la dinámica del medio en espacio y tiempo. En este sentido el hidrograma (caudal *versus* tiempo) es una pieza clave del conocimiento de los procesos (Figura 3). Cualquier seguimiento temporal de variables ambientales, por ejemplo para evaluar tendencias en los servicios ecosistémicos ofrecidos por la cuenca (de aprovisionamiento, de regulación, culturales), y, en su caso, plantear medidas de restauración, necesita del control continuo de caudales en varios puntos de la cuenca como referencia obligada, en la medida que el caudal representa la *respuesta espacialmente integrada de energía y materia de la cuenca* (a diferencia de otros parámetros hidrológicos, también de interés, como la piezometría o la humedad del suelo, que tienen una lectura local).

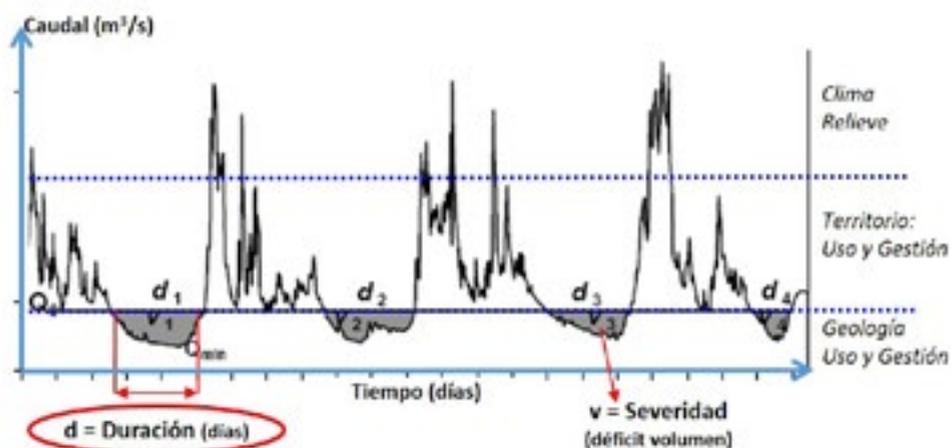


Figura 3. Hidrograma multianual de un río. Factores condicionantes de las diferentes partes del hidrograma (caudales altos, medios y bajos). Para los bajos Duración y Severidad (Zabaleta y Antiguada, 2012, modificado).

La Figura 3 recoge los principales factores condicionantes de las partes de un hidrograma. Los momentos de muestreo de aguas (biológico, químico) en una cuenca deben estar reflejados en el hidrograma del punto de la cuenca que se considere más representativo de la situación hidrológica del momento. El hidrograma refleja, también, la necesaria diferente consideración de los distintos dominios de los caudales: los caudales medios suelen ser los de interés para los gestores del recurso; los caudales más altos interesan en la gestión del riego de inundabilidad y los caudales más bajos son objeto de atención mediante la fijación de caudales ecológicos en la planificación hidrológica, siendo su eficacia real uno de los aspectos fundamentales para la valoración del cumplimiento de la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000).

Aún así, es el ámbito de los caudales bajos el más preocupante con vistas, sobre todo, a los previsible escenarios futuros, ya que la mayoría de las proyecciones hidrológicas realizadas (Meaurio *et al.* 2017), para el caso de la región atlántica) prevén mayor *duración* (número de días por debajo de un determinado caudal) y *severidad* (déficit volumétrico correspondiente) de los periodos de aguas bajas, con las consiguientes afecciones a, entre otros, los servicios ecosistémicos ofrecidos por la cuenca. Fiala *et al.* (2010) en referencia a la consideración de los caudales bajos (*the other tail of the streamflow*) critican que «hydrological drought has been a rather neglected phenomenon», algo válido también en nuestro *húmedo* ámbito cantábrico.

5. SEDIMENTOS-SUELO

Pero el Agua no es algo aislado (*water is a connector, not a sector*), es parte esencial de una cadena de compartimentos, o de matrices, terrestres que en términos de diferentes Directivas podemos establecer como Suelo-Sedimento-Agua-Biota. Podríamos afirmar que Agua y Biota son matrices que cuentan, al menos, con un amplio desarrollo normativo a nivel europeo. Una referencia clave es la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000) por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, que marcó un punto de inflexión en la forma de entender esa política y que es analizada en profundidad en el capítulo 4 de este libro.

Por desgracia, el Suelo sigue siendo el *paciente olvidado*, a pesar de que varias Directivas reconocen justamente sus valores ecosistémicos y sus funciones de provisión y regulación (también la hidrológica). Sin embargo, esta matriz no ha llegado a tener la consideración dada al Agua por la DMA. Los intentos a partir de la Estrategia Temática del Suelo (COM (2002) 179 final), que llevaron a una propuesta de Directiva (COM (2006) 232 final), nunca alcanzaron ese objetivo, siendo, a día de hoy, demasiado grande la brecha, en términos de legislación, existente entre esas dos matrices básicas de la Sostenibilidad.

Otra matriz clave son los Sedimentos. El binomio Suelo-Sedimento ha adquirido un interés científico importante, debido, en parte al menos, al papel que los sedimentos juegan en el transporte de contaminantes. Owens y Xu (2011) recogen una amplia e interesante reflexión sobre los últimos avances en la investigación, y sobre las líneas a seguir. Remarcan que las «areas of Soils and Sediments are closely linked in the context of combating the Global Climate Change challenge and in addressing increasing environmental issues around the world at basin and regional scales», poniendo el énfasis en la cuenca fluvial como escala más ade-

cuada para el estudio de la dinámica de los sedimentos: «The renewed interest in understanding sediment fluxes in river basins has also been prompted by the realization that sediment fluxes are responsible for delivering chemical elements, in particular nutrients and C, to the global ocean, and are therefore an important component of global environmental change».

La visión Cuenca nos lleva de nuevo a la DMA. Buen número de autores han mostrado las lagunas que la Directiva tiene en el tema de sedimentos. Borja *et al.* (2004), desde el ámbito marino costero, defienden el uso de la matriz Sedimentos, junto con Biota y Agua, para evaluar el *estado ecológico* de las masas continentales, y aportan información significativa: «It is highly significant that *water* is referred to on 373 occasions throughout the WFD, but other matrices, such as sediment or biota, are mentioned explicitly only 7 and 4 times, respectively». Según Förstner (2002) «A clear deficiency of the European Water Framework Directive -WFD- becomes evident. *The Directive neglects the role of sediments as a long-term secondary source of contaminants.* Such a lack of information may easily lead to unreliable risk analyses with respect to the -pretended- good status», y añade «The requirements for a river basin-wide sediment concept will be even more challenging than the actual WFD. It will include integrated studies on hydro-mechanical, biological and geochemical processes, risk assessments and development of decision tools for sustainable technical measures on a river basin scale including sediment aspects».

También los sedimentos deben considerarse desde la secuencia Fuente-Procesos-Objetivo (Vercruyse *et al.*, 2017), poniendo el énfasis en la escala temporal de los procesos (*multi-timescale approach*). La dinámica de transporte de sedimentos está determinada por la interacción de procesos (geológicos, topográficos, climáticos, hidrológicos, usos del suelo) que operan en múltiples escalas, condicionando la erosión y la posterior exportación de sedimentos (Figura 4). Zabaleta *et al.* (2016) en un exhaustivo estudio de exportación de sedimentos desde las cuencas de Gipuzkoa (País Vasco) al Golfo de Bizkaia, con diez años de datos en continuo de concentración de sedimentos en suspensión, muestran que las variables hidro-climáticas no son los factores impulsores principales de la exportación sino que lo son los usos del suelo y, especialmente, su gestión (caso de las plantaciones de *Pinus radiata*).

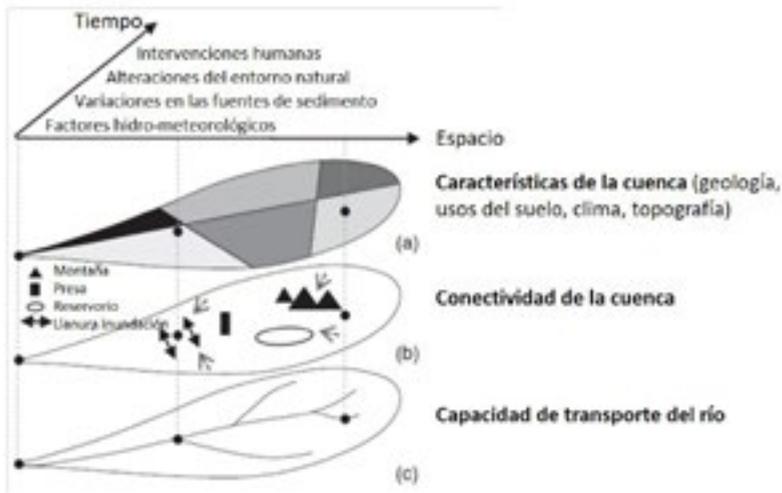


Figura 4. Visualización de los factores impulsores del transporte de sedimentos en suspensión, a escala de cuenca, en espacio y tiempo (tomado de Verduyssen *et al.*, 2017, modificado).

6. HIDROLOGÍA FORESTAL

Es esencial conocer y explorar las diferentes posibilidades de adaptación a los cambios desde el propio territorio considerando la función hidrológica del suelo y las necesidades hídricas de las diferentes coberturas vegetales. En este sentido la Evapotranspiración (real) se convierte en el término más condicionante del balance hídrico, a pesar del mayor interés dado en la planificación hidrológica a las precipitaciones/temperaturas y a los caudales. Se puede decir que lo mismo que el Suelo es el término olvidado de la planificación hidrológica, la Evapotranspiración es el término olvidado del balance hídrico.

Muchos investigadores han puesto el foco en el papel que los bosques tienen en la dinámica hidrológica de la cuenca (Andréassian, 2004). Este interés se justifica por, al menos, dos razones (Calder, 2005): por un lado, a diferencia de otros tipos de cobertura vegetal, los bosques tienen muy diferente comportamiento hidrológico (el porte y la profundidad radicular de la planta condicionan fuertemente la Evapotranspiración -intercepción, requerimiento evaporativo...-); y por otro, suelen ser la ocupación más habitual en la cabecera de la cuenca, allí donde, normalmente, se generan los mayores recursos hídricos. De ahí la importancia del bosque (su efecto sobre la evolución temporal del recurso, tanto en términos cuantitativos

como cualitativos) en el contexto de la funcionalidad hidrológica del territorio. Este interés ha dado origen a una disciplina, *Forest Hydrology*, que se centra en conocer la relación Bosque-Agua y en proporcionar información muy útil para los necesarios esfuerzos de mantenimiento y restauración de los ecosistemas hídricos (FAO, 2013). No es extraño que este conocimiento sea fundamental (Gallart, 2015) en la modelización hidrológica (LULC: *Land Use/Land Cover*, o LUCC: *Land Use Cover Change*).

A lo largo del siglo XX, los resultados obtenidos en hidrología experimental habían mostrado que la escorrentía procedente de una cuenca aumenta sensiblemente cuando es deforestada y, recíprocamente, disminuye cuando se instala en ella una cubierta forestal (Bosch y Hewlett, 1982). Estos resultados fueron recibidos escépticamente por la comunidad científica, ya que atentaban contra la teoría de que la evaporación estaba controlada por la radiación. El gran avance conceptual fue el reconocimiento de que la evapotranspiración en un vegetal de cierto porte también viene favorecida por el intercambio turbulento de energía con la atmósfera, y que no depende solamente de las condiciones meteorológicas sino que viene regulada por dos factores que dependen del tipo y estado de la vegetación: la resistencia de tipo fisiológico (cierre de los estomas), y la resistencia aerodinámica, que depende básicamente de la altura de la vegetación y de la velocidad del viento. Este avance representó también la substitución del concepto equívoco de evapotranspiración potencial por el de *Evapotranspiración de referencia* (Doorenbos y Pruitt, 1976).

Por tanto, es evidente que no sólo el clima sino también los usos del suelo, y sus cambios, son factores condicionantes de cambios en la dinámica hidrológica de la cuenca, aunque sea bastante complicado llegar a separar los efectos de ambos factores. De todas maneras, se trata de un esfuerzo investigador necesario, como paso previo a su consideración en la gestión hidrológica adaptativa. Con ese objetivo se han desarrollado diversas metodologías en los últimos años, buena parte de ellas basadas en el modelo conceptual (*ecohydrologic approach*) que, basado en un doble balance agua-energía, propusieron Tomer y Schilling (2009) (Figura 5). La separación de efectos es muy importante porque, además de permitir proyectar escenarios hidrológicos futuros (escala de cuenca), de acuerdo a los escenarios climáticos previstos, permite establecer desde la situación presente medidas de incidencia territorial, a través de la planificación y gestión espacial de usos del suelo, con una visión estratégica de adaptación.

El enfoque de Tomer y Schilling (2009) se basa en el desplazamiento ecohidrológico asociado a cambios en el clima y en los usos del suelo. Los cambios en el clima afectan, sobre todo, a la Precipitación (PPT) y a la Evapotranspiración potencial (PET), mientras que los cambios en los usos del suelo impactan directamente so-

bre la Evapotranspiración real (ET, precipitación - caudal, a escala anual). Así, la relación $(PPT-ET)/PPT$ es indicativa de la eficiencia en el uso del agua disponible (*Excedente de agua*, P_{ex} , en la figura) por parte del sistema, y la relación $(PET-ET)/PET$ lo es de la eficiencia en el uso de la energía (*Excedente de la demanda evaporativa*, E_{ex}) (Figura 5). Es precisamente el interés por focalizar el estudio de esta eficiencia en el largo plazo por lo que los autores se refieren a su enfoque como *ecohidrológico*.

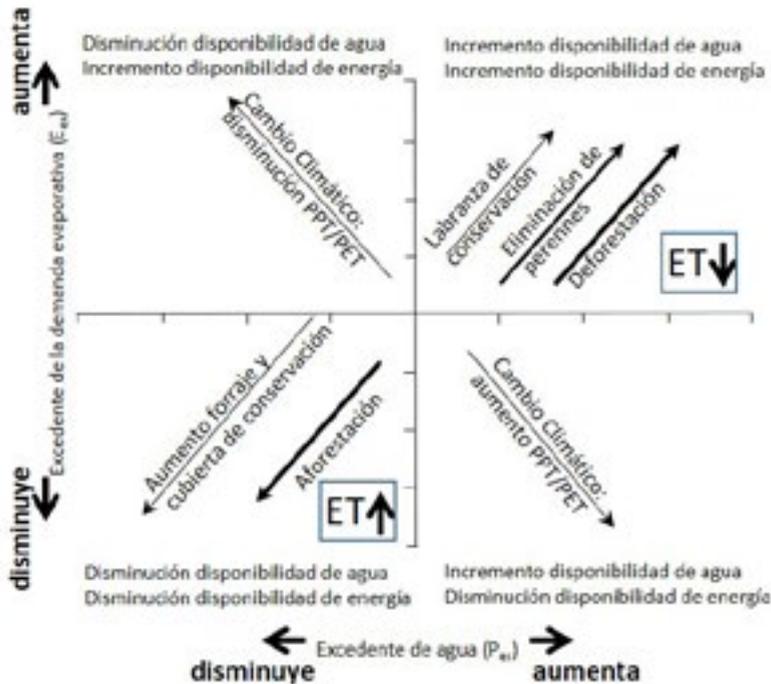


Figura 5. Modelo conceptual de desplazamiento ecohidrológico asociado con cambios en clima y usos del suelo. Muestra la variación del exceso de agua (P_{ex}) y de energía (E_{ex}) como referencia en la eficiencia de su uso en el sistema cuenca (Tomer y Schilling, 2009, modificado).

Lamentablemente, los avances de la Hidrología Forestal no suelen ser tomados en cuenta, con la importancia debida, en la planificación hidrológica, ni tampoco en la propia forestal. Sirva como ejemplo, cercano, lo que recogía la Dirección de Aguas del Gobierno Vasco (2004) en la introducción el informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua: «Ese es, quizás, el principal reto futuro, alcanzar una ordenación del territorio en la que el agua, sus ecosistemas y el respeto a su dinámica constituyan un elemento tutelar fundamental y un factor imprescindible para su definición». El reto está, ahí sigue, pero no se termina de definir los cami-

nos por los que debe implementarse (política forestal, por caso).

En palabras de Calder (2007), una de las mayores referencias en este dominio: «although forest hydrology has made major advances in recent years science findings have not always reached the policy domain», que añade que los programas forestales suelen estar dirigidos, sobre todo, a aspectos relacionados con la biodiversidad, el secuestro de carbón, la producción de madera, los beneficios lúdicos... pero «not always are the water resource costs taken into account». El autor enfatiza el hecho de que la percepción que, sobre los beneficios aportados por los bosques, suele tener la opinión pública no en todos los ámbitos se corresponde con las evidencias científicas, poniendo el foco en la función hidrológica de los bosques. Proporciona un enfoque, y ejemplos de varios países, para llevar el conocimiento científico al ámbito de la toma de decisiones, apostando por una gestión integrada de Agua y Territorio (*Integrated Land and Water Resource Management*).

7. GESTIÓN ADAPTATIVA DE LA CUENCA. GOBERNANZA

Como contextualización, resulta muy esclarecedor lo recogido por Del Moral (2003) «discutir sobre la política de aguas significa poner en discusión las formas de ocupación del territorio que subyacen y condicionan el modelo de desarrollo en vigor en cada momento. El problema central no es de capacidad de pago del recurso agua, sino de capacidad de carga del territorio que soporta estas actividades. No hay gestión del agua sin gestión del territorio, de la misma manera que no nos apropiamos sólo de recursos sino de ecosistemas. Así pues, se trataría de estudiar el funcionamiento de cada cuenca hidrográfica, las opciones de ocupación del territorio y los estilos de vida que sean compatibles con el funcionamiento de esas cuencas. *La gestión del agua debiera ser la gestión de las tramas de relaciones territoriales en las que ésta interviene*. Parece necesario tener en cuenta esta estrecha relación entre Agua y Territorio, tanto desde el punto de vista de la planificación como desde el de la gestión, *de forma que lleguemos no sólo a la gestión integral del agua por cuencas hidrográficas, como hoy está admitido casi universalmente, sino a la gestión conjunta de ambos*».

Hablamos de gestión de cuencas (*basin management*) pero ¿sobre qué conocimiento basamos la gestión?, ¿conocemos adecuadamente la compleja «trama de relaciones territoriales» actual como para restaurar funciones ambientales alteradas y mantenerlas en los, probablemente, más complejos escenarios futuros? No es de extrañar que Newson (1992) incida en *the value of knowledge as a guide to management*, algo en lo que hay que insistir. Es tanto como tener en cuenta los impactos a largo plazo de las decisiones hoy tomadas. Por eso, si admitimos que el

Cambio Climático es una realidad no podemos plantear la gestión del agua, ni del territorio, a futuro de forma similar a como se ha hecho hasta ahora, y ello obliga a considerar el ámbito territorial en toda su extensión, hablemos de mitigación o hablemos de adaptación al Cambio.

En Europa la DMA supuso una nueva base legal para enfocar la gestión de las cuencas, ofreciendo un marco para la protección y restauración de las masas de agua (buen estado ecológico y químico en las superficiales y buen estado cuantitativo y químico en las subterráneas) e implantando la cuenca (demarcación) como escala de gestión. Pero como dicen Habersack *et al.* (2016) «Clearly there are a number of contradictions here notably in protecting the water environment whilst ensuring appropriate basin water use», en referencia al reconocimiento explícito que la Directiva hace de los factores hidromorfológicos, como parte del estado ecológico, y su posterior consideración en los planes de prevención de inundaciones.

En un estudio reciente Voulvoulis *et al.* (2017) hacen una lectura crítica del cumplimiento de la DMA, en la que aun aceptando que ha supuesto el más ambicioso reto legislativo europeo en materia ambiental «the findings reveal the absence of the paradigm shift toward the systems (integrated) thinking that the WFD was grounded on, as a fundamental problem with its implementation». Se refieren al cambio de paradigma que supone la consideración conjunta «of both socio-political and natural conditions» que hace que cada cuenca sea diferente. «In line with systems theory putting emphasis on the interactions and interdependences within a system that form a functioning whole, it requires understanding the relationship between land and water under different socio-economic drivers in the management of water resources». Desde este enfoque sistémico añaden «As systems are identified by their structure and their function, and their state (health) is an expression of both, ecological status or potential, according to the WFD, is an expression of the quality of the structure and functioning of surface water ecosystems», concluyendo que se deben revisar los esfuerzos hasta ahora realizados en la implementación para dirigirlos más eficientemente al cambio de paradigma sistémico.

El paradigma de la gestión del recurso Agua evoluciona, con diferentes ritmos, desde una «gestión integrada de los recursos hídricos» hacia una, más basada en los nuevos paradigmas de la gestión adaptativa, «gestión integrada de los recursos agua y suelo» (Land & Water), entendiendo que el agua no es un sector de intervención sino un asunto transversal (*cross-cutting issue; water is a connector, not a sector*) y que, por tanto, debe ser tratado con un enfoque de interrelación e interdependencia entre diferentes compartimentos del sistema (*nexus approach*).

Con frecuencia se habla de las crisis del agua, en términos de *crisis de gobernanza* de los asuntos relacionados con el recurso. Gupta *et al.* (2013) sugieren que la crisis «it cannot be simply addressed through technocratic and depoliticised management and engineering processes - it is essentially a deeply political challenge from global to local (glocal) level», poniendo en valor la actuación local en la gestión integrada y en la gobernanza adaptativa (energía, agricultura, ordenación del territorio, política forestal), como parte del desarrollo sostenible. Es más, señalan que el *nexus approach* requiere cambios en la gobernanza de todos aquéllos sectores relacionados con el Agua.

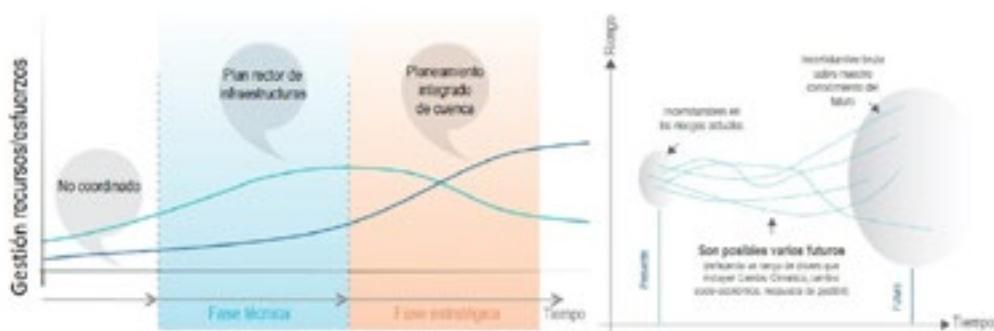


Figura 6. (Izquierda) Fases en la evolución temporal de la gestión de cuencas. (Derecha) Aumento de la incertidumbre en el tiempo (Pegram *et al.*, 2013, modificado).

Respecto a la gobernanza conviene tener presente lo recogido por Pahl-Wostl *et al.* (2012) que marcan la distinción entre los conceptos de gobernanza y gestión: «A governance system is a broader notion, which encompasses structural features and transient processes at both rule making and operational levels. We make further a distinction between water governance and management. *Management* refers to activities of analyzing and monitoring, developing and implementing measures to keep the state of a water resource within desirable bounds. The notion of *governance* takes into account the different actors and networks that help formulate and implement water policy. *Governance sets the rules under which management operates*. Understanding the influence of governance regime characteristics on water management is thus a *prerequisite* for assessing the success or failure of and providing guidance for governance reform».

La Figura 6 recoge las fases en la evolución temporal de la gestión de cuencas (Pegram *et al.*, 2013). La fase técnica supuso el desarrollo de infraestructuras y la planificación operacional en la que las soluciones basadas en la ingeniería eran lo prioritario. Pero en nuestro entorno, y en un tiempo donde hay que gestionar la complejidad desde el valor del conocimiento, la fase actual debe ser la estraté-

gica adaptativa enfocada «on legal, institutional, economic, social and ecological measures: engineering solutions need to be balanced by an increase focus on and investment in the governance-related management efforts required to address more complex basin-wide challenges with multifaceted solutions». La Figura 6 incluye la visión de estos autores sobre el aumento esperado de la incertidumbre en los escenarios futuros, «In addressing future changes, including Climate Change, basin planning needs to become a process that is fundamentally about managing uncertainty». Buscar respuestas adaptativas desde la gestión de las incertidumbres.

Cada vez más se habla de Socio-Hidrología como forma de enfocar los retos de la adaptación a escenarios cambiantes, «by supporting flexible, resilient and low-regret solutions, coupled with on-going monitoring and evaluation» (Ceola *et al.*, 2016). Se trata de comprender las relaciones entre los aspectos biofísicos y sociales como forma de anticipación. Es a tener en cuenta la importancia que dan a la flexibilidad en el proceso de adaptación, en contraposición a la rigidez de las soluciones habituales, basadas en una excesiva precaución: «Being precautionary in this sense has meant producing designs that tend to be more rigid, less flexible and thus less adaptive, which may lead to path dependency and lock-in, i.e. precisely the opposite of resilience».

Estos autores aportan el enfoque de un profundo debate en la International Association of Hydrological Sciences: «Water science is essential to resolve the water crisis, but the effectiveness of solutions depends, inter alia, on the capability of scientists to deliver a new, coherent and technical vision for the future development of water systems». Afirman que los impactos humanos sobre los recursos hídricos, en términos de cambios sociales y cambios en los usos del territorio, pueden ser del mismo orden de magnitud, si no mayores, que los esperados del Cambio Climático, y que la adaptación es ahora un reto mayor de lo que lo fue en el pasado. «A deeper understanding of the two-way interactions between water and humans, as envisaged by the new research agenda under the umbrella of socio-hydrology holds key insights into these possible futures». La Figura 7 muestra el *bottom-up approach* (Socio-Hidrología) para la adaptación de los sistemas relacionados con el Agua, basado en la evaluación de los sistemas, la priorización de objetivos y los procesos de toma de decisiones.

Terminamos con esta reflexión de Del Moral (2003) «el problema se centra en la necesidad de una voluntad política de reconducción de las dinámicas territoriales dominantes. Esto implica el avance en la sociedad y el impulso institucional a nuevos valores y objetivos sociales coherentes con modelos de desarrollo más adaptados a los límites de los recursos». Reconducción en un mundo cada vez más complejo, ahí reside el cambio de paradigma (*the paradigm shift*).



Figura 7. Bottom-up approach para la adaptación de los sistemas relacionados con el Agua (Ceola *et al.*, 2016).

REFERENCIAS

- Andréassian, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291: 1–27.
- Borja, A., Valencia, V., Franco, J., Muxika, I., Bald, J., Belzunce, M.J. y Solaun, O. (2004). The Water Framework Directive: water alone, or in association with sediment and biota, in determining quality standards?. *Marine Pollution Bulletin*, 49(1-2): 8-11.
- Bosch, J.M. y Hewlett, J.D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55: 3-23.
- Calder, I.R. (2005). *Blue Revolution – Integrated Land and Water Resource Management*. Earthscan from Routledge. Published by Taylor & Francis. 353 pp.
- Calder, I.R. (2007). Forests and water - Ensuring forest benefits outweigh water costs. *Forest Ecology and Management*, 251: 110–120.
- Ceola, S., Montanari, A., Krueger, T., Dyer F., Kreibich, H., Westerberg, I., Carr, G., Cudennec, C., Elshorbagy, A., Savenije, H., Van Der Zaag, P., Rosbjerg, D., Aksoy, H., Viola, F., Petrucci, G., MacLeod, K., Croke, B., Ganora, D., Hermans, L., Polo, M.J., Xu Z., Borga, M., Helmschrot, J., Toth, E., Ranzi, R., Castellarin, A., Hurford, A., Brilly, M., Viglione, A., Blöschl, G., Sivapalan, M., Domeneghetti, A., Marinelli, A. y Di Baldassarre, G. (2016). Adaptation of water resources systems to changing society and environment: a statement by the International Association of Hydrological Sciences. *Hydrological Sciences Journal*, 61(16): 2803-2817.
- Del Moral, L. (2003). Planificación hidrológica, mercado y territorio. *Archipiélago: Cuadernos de crítica de la cultura*, 57: 9-16.
- Comisión Europea (2000). *Directiva Marco del Agua/ Water Framework Directive 2000/60/EC*.
- Doorenbos, J. y Pruitt, W.O. (1976). *Guidelines for predicting crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 24. Rome. 156 p.
- Eisenbies, M.H., Aust, W.M., Burger, J.A. y Adams, M.B. (2007). Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians - A review. *Forest Ecology and Management*, 242: 77-98.
- Falkenmark, M. (2007). Shift in thinking to address the 21st century hunger gap. Moving focus from blue to green water management. *Water Resource Management*, 21: 3–18
- FAO (2013). *Forests and Water. International momentum and action*. FAO Roma, 78 pp.
- Fiala, T., Ouarda, T. y Hladny, J. (2010). Evolution of low flows in the Czech Republic. *Journal of Hydrology*, 393: 206–218.
- Fohrer, N., Haverkamp, S. y Frede, H.G. (2005). Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrological Processes*, 19: 659-672.
- Förstner, U. (2002). Sediments and the European Water Framework Directive. *Journal of Soils and Sediments*, 2(2): 54-54.
- Fundación Nueva Cultura del Agua (1998). *Manifiesto fundacional*.
- Gallart, F. (2015). Vulnerabilidades de los recursos hídricos en relación al cambio climático y a sus interacciones con los ecosistemas terrestres. En Herrero, A. y Zavala, M.A, (eds): *Los Bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 345-352.
- Gobierno Vasco (2004). *Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. Demarcación de las Cuencas Internas del País Vasco*. Dirección de Aguas, 272 p.
- Gupta, J., Pahl-Wostl, C. y Zondervan, R. (2013). 'Glocal' water governance: a multi-level challenge in the Anthropocene. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5: 573–580.
- Habersack, H., Heimb, T., Stanic, A., Liska, I., Mair, R., Jäger, E., Hauer, C. y Bradley, C. (2016). Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. *Science of the Total Environment*, 543: 828–845.
- Meaurio, M., Zabaleta, A., Boithias, L., Epelde, A.M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Srinivasan, R. y Antigüedad, I. (2017). Assessing the hydrological response from an ensemble of CMIP5 climate projections in the transition zone of the Atlantic region (Bay of Biscay). *Journal of Hydrology*, 548: 46–62.

- Morin, E. (2011). *La Voie. Pour l'avenir de l'humanité*. Ed. Fayard. 308 pp.
- Newson, M. (1992). *Land, Water and Development*. Routledge Inc. 351 pp.
- Pahl-Wostl, C., Lebel, L., Knieper, C. y Nikitina, E. (2012). From applying panaceas to mastering complexity: Toward adaptive water governance in river basins. *Environmental Science & Policy*, 23: 24-34.
- Owens, P.N. y Xu, Z. (2011). Recent advances and future directions in soils and sediment research. *Journal of Soils and Sediments*, 11: 875-888.
- Pegram, G., Li, Y., Le Quesne, T., Speed, R., Li, J. y Shen, F. (2013). *River basin planning: Principles, procedures and approaches for strategic basin planning*. Paris, UNESCO. 181 p.
- Pfister, L., Kwadijk, J., Musy, A., Bronstert, A. y Hoffmann, L. (2004). Climate Change, land use change and runoff prediction in the Rhine-Meuse basins. *River Research and Applications*, 20: 229-241.
- Tomer, M.D. y Schilling, K.E. (2009). A simple approach to distinguish land-use and climate effects on watershed hydrology. *Journal of Hydrology*, 376: 24-33.
- Vercruyssen, K., Grabowski, R.C. y Rickson, R.J. (2017). Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation. *Earth-Science Reviews*, 166: 38-52.
- Voulvoulis, N., Arpon, K.D. y Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575: 358-366.
- Watson, I. y Burnett, A. (1995). *Hydrology. An Environmental Approach*. CRC Press. 702 pp.
- Zabaleta, A. y Antigüedad, I. (2012). Klimaren seinale hidrokologikoa EAEko arroetako ur-emarien joeretan. Gerora begitako proiektzio hidrokologikoa. *Ekaia*, 2: 33-59. Servicio Editorial UPV/EHU.
- Zabaleta, A., Antigüedad, I., Barrio, I. y Probst, J.L. (2016). Suspended sediment delivery from small catchments to the Bay of Biscay. What are the controlling factors?. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(13): 1894-1910.

ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO Y GOBERNANZA DEL AGUA. NUEVOS PARADIGMAS DE GESTIÓN FLUVIAL

Denis Salles, Benoît Labbouz

Irstea ETBX Bordeaux, denis.salles@irstea.fr



1. INTRODUCCIÓN

En su último informe de 2014, el Grupo de expertos del Panel intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) considera que la temperatura media de la superficie de la Tierra aumentó 0,85°C entre 1880 y 2012 y que al ritmo actual de acumulación de los gases de efecto invernadero en la atmósfera, la temperatura debería experimentar en el futuro un aumento de 0,2 o 0,3 °C por década (Stocker *et al.*, 2013). Algunas observaciones concretas confirman una importante tendencia del aumento considerable de las temperaturas durante la década transcurrida. El desequilibrio observado del sistema climático implica cambios drásticos del medio ambiente que constituyen a su vez retos futuros para las sociedades humanas. Los cambios en los patrones de las precipitaciones y la intensidad de los fenómenos climáticos extremos plantean, en particular, cuestiones sobre la disponibilidad del recurso hídrico en varias regiones del mundo. En este contexto, el Cambio Climático tiende a imponerse como un factor primordial en las políticas de gestión del agua que, en lo sucesivo, entran en el perímetro relativo a las políticas de adaptación al Cambio Climático¹.

Frente a las interrogaciones que suscitan los cambios globales y los retos que se les plantean a las sociedades para su comprensión y sus modos de gobernanza, el proyecto de investigación ADAPT'EAU (www.adapteau.fr) propone contribuir en el análisis de los modos de adaptación a los cambios globales en los ríos y estuarios (designados Medios Ambientes Fluvio-Estuarinos (MAFE)).

2. LA NECESIDAD DE DESCUBRIR NUEVAS PERSPECTIVAS FUTURAS PARA ADAPTARSE AL CAMBIO CLIMÁTICO

La interacción explícita entre el ámbito muy estructurado y «el que ya existe» de la gobernanza del agua con el emergente de las políticas climáticas plantea interrogantes sobre los marcos cognitivos y las evaluaciones técnicas movilizadas, sobre el peso de las estrategias de los actores, así como sobre los arbitrajes que deben

1 En el año 2014, el GIEC define la adaptación al cambio climático como «el proceso de ajuste al clima previsto o esperado y a sus efectos». En los sistemas humanos, la adaptación tiene por objeto moderar los efectos nefastos o explotar oportunidades beneficiosas. En los sistemas naturales, la intervención humana puede facilitar el ajuste al clima previsto y sus efectos (Field *et al.*, 2014).

realizarse en las políticas públicas. Las políticas de adaptación al Cambio Climático se imponen igualmente como un objeto de investigación compleja. Si hasta ahora, lo esencial de los enfoques científicos y de las evaluaciones técnicas pensaron la adaptación exclusivamente en referencia al factor de Cambio Climático (Bassett y Fogelman, 2013), la toma en consideración de los análisis sobre las vulnerabilidades territoriales y sus causas sociales tiende a imponerse como una necesidad. La adaptación al Cambio Climático y de manera más amplia al Cambio Global requiere cada vez más enfoques integradores que asocien las ciencias del clima, la hidrología, el análisis del funcionamiento de los ecosistemas y las ciencias humanas y sociales.

Esta consiliencia, la voluntad de unir conocimientos e información de distintas disciplinas para crear un marco unificado de entendimiento, se impone para abordar los desafíos vinculados a los cambios climáticos. Una primera dificultad se debe al carácter complejo y multiescalar de los cambios globales que movilizan distintos niveles jerárquicos de espacios, temporalidades, órganos jurisdiccionales, naturaleza de las reglas, modos de gestión, redes y formas de conocimiento (Driessen *et al.*, 2010; Young *et al.*, 2006). Frente a estos *wicked problem*, las sociedades se enfrentan al reto de deber transigir con incertidumbres científicas sobre la evolución a largo plazo, pensar en cambios que van de lo global a lo local y producir conocimientos accionables (Mormont, 2007) con el fin de favorecer la construcción y el refuerzo de las capacidades de adaptación de los territorios, poblaciones y comunidades más expuestas a los riesgos del Cambio Climático.

Dado que la cuestión de cambio en el plano de la adaptación al Cambio Climático va más allá de las relaciones entre estados, se ha desplazado a nivel de los territorios de vida. Estos cuestionamientos implican, en adelante, territorios con retos específicos: ciudades (Bertrand y Larrue, 2007), litorales (Magnan, 2009), bosques (Lemprière *et al.*, 2008) o actividades particulares: agricultura (Smit y Skinner, 2002). En lo que se refiere a los ríos y estuarios, presentados como territorios especialmente vulnerables (Stocker *et al.*, 2013), la cuestión cada vez más apremiante de la problemática del Cambio Climático condujo a la multiplicación de estudios prospectivos que pretenden anticipar las evoluciones futuras de los recursos hidráulicos, de los hidrosistemas y de las dinámicas socioeconómicas a nivel territorial (Explore 2070², Imagine

2 Véase: <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-des-strategies-d.html>

2030³, Aqua 2030⁴, Garonne 2050⁵). La acumulación de estos conocimientos tiene por objeto elaborar estrategias de adaptación al Cambio Climático en las próximas décadas (Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático [[Ministerio de Ecología, Desarrollo sostenible, Transportes y Alojamiento), 2011] y sus repercusiones locales, iniciativas sectoriales y territoriales).

Las perspectivas abiertas mediante las peritaciones climáticas a nivel nacional y local ofrecen una ilustración de los desafíos futuros en materia de gestión del agua: «Los resultados muestran aportaciones anuales a la baja y una severidad incrementada de los estiajes, tanto en intensidad como en tiempo de respuesta a temperaturas más elevadas a partir de 2030. Los flujos estivales han disminuido a causa de una mayor evapotranspiración, y un derretimiento de la nieve más precoz en los macizos pirenaicos» (Jouzel *et al.*, 2011). Para el Suroeste de Francia, las proyecciones climáticas dejan prever bajas anuales de caudales de todos los grandes ríos del suroeste, comprendidos entre un 20% y 40% (Jouzel *et al.*, 2011). A este respecto uno de los retos primordiales del MAFE Garonne-Gironde es el de afrontar un déficit de recursos concentrado en el período crítico del estiaje.

Los trabajos referentes al futuro a largo plazo de los socio-ecosistemas se desarrollaron al final de la Segunda Guerra Mundial a partir de tres corrientes distintas: (1) el desarrollo metodológico de escenarios sale a la luz en los Estados Unidos en la RAND Corporación bajo la influencia de Herman Khan; (2) la creación de la escuela francesa de prospectiva por Gaston Berger y Bertrand de Jouvenel; (3) la utilización de escenarios por las empresas, comenzando por la multinacional Shell, para ayudar a la estrategia y la planificación (Bradfield *et al.*, 2005). Dentro de unas décadas, estas tres corrientes evolucionarán conjuntamente y de manera considerable para materializar un campo que abunda de trabajos sobre el futuro a largo plazo (Swart *et al.*, 2004). Las recientes tipologías de los trabajos de prospectiva (por ej. van Vuuren *et al.*, 2012]) dan cuenta de la diversidad de los objetivos a los que pueden responder estos trabajos: servir de apoyo a las negociaciones internacionales, ayudar a la planificación y al debate público, participar en los procesos de desarrollo local, y ayudar más ampliamente a la toma de decisión (pública o privada). La metodología seguida para elaborar un ejercicio prospectivo depende de los objetivos que se fijaron sus autores y del contexto en el que entra este ejercicio (Labbouz, 2014).

3 Véase: <http://www.irstea.fr/la-recherche/unites-de-recherche/hhly/hydrologie-des-bassins-versants/projet-imagine2030>

4 Véase: <http://www.territoire-durable-2030.developpement-durable.gouv.fr/index.php/td2030/programme/?id=aqua>

5 Véase: <http://www.garonne2050.fr/>

3. GESTIÓN Y METODOLOGÍA DE LA PROSPECTIVA ADAPT'EAU

El primer objetivo de la prospectiva ADAPT'EAU consiste en producir «conocimientos para la acción» en torno a los retos de la adaptación al Cambio Climático y la gestión del agua en el MAFE Garonne-Gironde. Dado que esta prospectiva destinada a la construcción de conjeturas sólidas basada en resultados científicos (Rothman *et al.*, 2009) se llevó a cabo como un ejercicio «en gabinete», implica inicialmente y de manera exclusiva a los investigadores del proyecto ADAPT'EAU. A continuación, los escenarios ADAPT'EAU se debatieron públicamente junto a los actores del territorio con el fin de contribuir a debates plurales sobre el futuro de la Garonne-Gironde.

El método seguido para dirigir la prospectiva ADAPT'EAU y elaborar escenarios interdisciplinarios se basa en seis talleres organizados entre febrero de 2014 y marzo de 2015, en los que participaron 25 investigadores, procedentes de todas las disciplinas del proyecto. La serie Garonne-Gironde y su evolución a largo plazo fueron estructuradas en torno a los cuatro grandes siguientes componentes: el Cambio Climático y la hidrología natural, el funcionamiento del ecosistema del MAFE (ECOSYS), las dinámicas sociales y territoriales del MAFE (DYNA), y la gobernanza del MAFE (GOUV). Para cada componente, se seleccionaron un número de variables clave para responder al doble objetivo de dar cuenta de los resultados obtenidos en el marco del proyecto ADAPT'EAU y caracterizar cada uno de los componentes (Tabla 1). La elección del año 2050 como horizonte temporal fue guiada por la disponibilidad de datos (en particular, climáticos), así como por la voluntad de entrar en debate con la prospectiva Garonne 2050⁶ llevada a cabo por la Agencia del Agua Adour Garonne en 2014. Se constituyeron equipos pluridisciplinarios de investigadores para describir y aclarar, a partir de los resultados de sus investigaciones, los estados actuales y las evoluciones pasadas de cada variable. Se formularon entonces algunas hipótesis de evolución a largo plazo de cada variable.

6 Véase: www.garonne2050.fr

Tabla 1. Componentes, variables y disciplinas asociadas de la prospectiva Adapt'eau.

COMPONENTE	VARIABLES	DISCIPLINAS IMPLICADAS
Cambio climático e hidrología natural	Cambio climático e hidrología natural	Climatología, hidrología
Funcionamiento del ecosistema del MAFE (ECOSYS)	Hidrología y recursos hidráulicos Hidromorfología y herencias Fuentes, circuitos y transferencias de materias y contaminantes metálicos Funcionalidades ecológicas Diversidad biológica	Hidrología, geohistoria, biogeoquímica, biología, ecología del estuario, ecología fluvial, ictiología
Dinámicas sociales y territoriales del MAFE (DYNA)	Demografía del MAFE Empleo de los suelos en el MAFE Calidad de vida de los municipios del MAFE Experiencia habitante del río Usos del agua en el MAFE	Geografía, sociología, estadística, antropología,
Gobernanza del MAFE (GOUV)	Visibilidad del cambio climático Gestión local de los riesgos vinculados al agua Instrumentos económicos para la gestión del recurso y los medios acuáticos Conflictos y lobbying en el MAFE Ciencia, peritación y referenciales de gestión Políticas medioambientales europeas	Sociología, geografía, ciencia política, hidrología, economía, matemáticas aplicadas

Los dos talleres siguientes se dedicaron a un primer trabajo de integración de los conocimientos para los tres componentes (ECOSYS, DYNA y GOUV). Las hipótesis de evolución de las variables de cada componente se compararon y juntaron con el fin de conseguir imágenes contrastadas y coherentes de futuros posibles. Los dos últimos talleres se dedicaron a la elaboración de cuatro escenarios interdisciplinarios cualitativos que articulan una evolución posible de estos tres componentes y una hipótesis de Cambio Climático. Cada uno de los escenarios propone una visión plausible, robusta y coherente de la continuidad Garonne-Gironde para 2050. Está constituido de una explicación larga (unas 4 páginas), un resumen, un título, tres palabras clave y un esquema representativo. Todos los escenarios integran, a niveles y grados diferentes, el estado del ecosistema, los métodos de gobernanza del agua y los medios, la aplicación de opciones de adaptación, los modos de vida, las prácticas y las preocupaciones empresariales en el territorio del MAFE Garonne-Gironde.

Seguidamente, se debatió sobre estos escenarios con los actores del territorio durante sendos seminarios organizados en abril y en mayo de 2015, respectivamente en el estuario de la Gironde y en la Garonne media. Estos dos días permitieron de-

batir igualmente sobre los retos planteados por los escenarios y animar un debate público y pluralista sobre las políticas que deben privilegiarse para adaptarse a las variaciones de los regímenes hidrológicos en el territorio del MAFE Garonne-Gironde.

4. LOS CUATRO ESCENARIOS DEL MAFE GARONNE-GIRONDE EN 2050

Esta sección presenta seguidamente las cuatro situaciones interdisciplinares del proyecto ADAPT'EAU (Figura 1).

4.1. Escenario 1. Todo se mueve, pero nada cambia. Una adaptación por ajuste

En esta situación, el MAFE experimenta en 2050 una dinámica de urbanización idéntica a la de los años 2010. El territorio se estructura en torno a dos tipos de espacios que se desarrollan y se enfrentan: ciudades que se extienden y se densifican en torno a las dos metrópolis (Burdeos y Toulouse), y una agricultura intensiva cuyo consumo de agua continúa en los mismo parámetros que en la actualidad. A pesar de sus impactos probados, el Cambio Climático no se sigue considerando como un reto central en el MAFE. Los organismos gestores intervienen puntualmente para responder a situaciones de crisis. El ecosistema del MAFE está doblemente afectado por el modo de desarrollo territorial y por la ausencia de decisiones políticas proactivas en favor del medio ambiente. Así pues, el promedio del caudal de la Garonne disminuye y la calidad ecológica del MAFE se degrada continuamente a partir de los años 2010 para alcanzar un estado crítico en 2050.

4.2. Escenario 2. Puesto que se necesita agua: una adaptación por el desarrollo de la oferta de agua

En 2050, la agricultura irrigada se considera como el factor principal de la gestión del agua en el MAFE. Se da una prioridad política a las superficies agrícolas irrigadas, así como a las adaptaciones de almacenamiento y extracción de agua. Los dispositivos de gestión y gobernanza del agua (comité de cuenca, SAGE, EPTB...) están dominados por los actores de la cadena agroindustrial. Los retos cuantitativos del recurso monopolizan la cuestión de la adaptación al Cambio Climático. Las herramientas de gestión del agua se movilizan para favorecer la puesta a dis-

posición y el flujo del agua para satisfacer los usos. La antropización del MAFE es reforzada por adaptaciones dedicadas a las necesidades cuantitativas del recurso, al control y atenuación de los eventos extremos (crecidas, sequías...). Así pues, los flujos medios experimentan una disminución progresiva. En 2050, el MAFE se convirtió en un medio homogéneo cuya calidad ecológica ya no interesa a los actores: las especies tolerantes río abajo colonizan las aguas dulces y el estuario experimenta una importante «marinización».

4.3. Escenario 3. Un MAFE controlado por y para sus metrópolis. Una adaptación por la economía verde

En 2050, la lucha contra el Cambio Climático está en el centro de los dispositivos de gestión del agua. Los líderes de la toma de decisión pública, muy intervencionistas, elaboran adaptaciones con el fin de controlar las variaciones de los regímenes hidrológicos, aunque haya que forzar la dinámica natural del MAFE. Los actores, organizados en torno a fuertes cadenas socioeconómicas (turismo, industria, energía), aplican opciones de adaptación, en la medida en que son admisibles social y económicamente. La urbanización se densifica en una parte del territorio, mientras que algunos tramos del MAFE se habilitan para ofrecer servicios a la población urbana y favorecer opciones de adaptación. Este desarrollo permite mejorar el atractivo turístico del MAFE disminuyendo al mismo tiempo los flujos de agua por una sobriedad colectiva. La erosión de la calidad ecológica del MAFE frena un poco la disminución de los flujos medios, y la biodiversidad se mejora.

4.4. Escenario 4. Una voz para el ecosistema. Una adaptación por las prácticas alternativas

En 2050 se acepta la dinámica del río y sus avatares. Se comparte una nueva lógica de gestión y gobernanza en el conjunto del territorio: la adaptación a la nueva dinámica del MAFE se impone y se substituye a la voluntad de forzarla. Se suceden estiajes severos y crecidas para dar forma a un MAFE que se regenera periódicamente y cuyos flujos medios disminuyen en «dientes de sierra». La disminución de la calidad ecológica del MAFE frena un poco, pero sigue siendo preocupante. La variación de los regímenes hidrológicos se ha convertido en la principal preocupación de la población. Los modos de vida y de consumo cambian y las intervenciones de mantenimiento de los cauces se efectúan respetando el medio ambiente. La adaptación es impulsada por pioneros cuyas prácticas alternativas se difunden y, seguidamente, sirven de modelo para el conjunto del territorio. Los

gestores que favorecen y apoyan la aplicación de opciones de adaptación recomiendan un nuevo enfoque integrativo del medio ambiente.

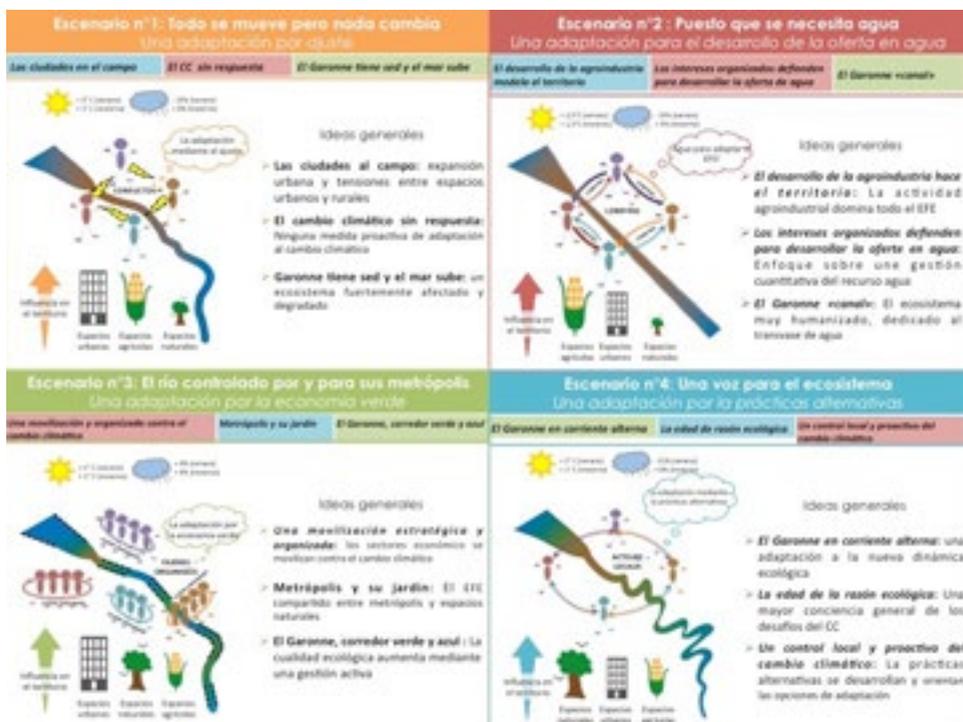


Figura 1. Descripción gráfica de los 4 escenarios.

5. DEBATE Y CONCLUSIÓN

El contexto social y político suscitado por las movilizaciones contra la presa de Sivens en la primavera de 2015 pusieron de relieve las tensiones potenciales en torno a la gestión del agua, tensiones que la perspectiva del Cambio Climático sólo puede exacerbar en el Suroeste del estado francés. La dirección del proyecto de investigación ADAPT'EAU confirma que, para el conjunto de los actores del territorio, la gestión cuantitativa y la presión ejercida en el recurso y los medios por la agricultura irrigada figuran entre los retos principales del MAFE. El enfoque del problema en términos que dependen esencialmente de una gestión cuantitativa del agua se ilustra por los continuos esfuerzos de regulación de las cantidades (reforma de los volúmenes extraídos diferida a 2021), por la realización de un es-

tudio prospectivo participativo *Garonne 2050* destinado a servir de referencia a la política del Comité de Cuenca, por la revisión de las normas que fijan umbrales de caudal de referencia (Caudal Objetivo de Estiaje, Caudal de Crisis...)⁷.

Los escenarios ADAPT'EAU pretenden apartarse de un enfoque demasiado exclusivamente cuantitativo y tienen por objeto aportar un complemento cualitativo que integre las dimensiones sociales y políticas que por lo general están excluidas de los análisis, y una visibilidad del Cambio Climático a través de la modelización (Marquet, 2014; Simonet y Salles, 2014). A pesar de que aún es prematuro sacar conclusiones definitivas de los debates de los escenarios que aún están en curso a lo largo de 2015, podemos entresacar varias ideas clave. En su conjunto, las constataciones establecidas según los actores sobre los cambios medioambientales a nivel del MAFE son convergentes: disminución de los caudales, degradación de los medios y condiciones para la biodiversidad, acontecimientos meteorológicos de amplitud y presiones en los usos agrícolas y el agua potable. Las causas de estos cambios medioambientales primordiales se asignan prioritariamente a los impactos antrópicos vinculados a las transformaciones de las prácticas productivas, a los acondicionamientos y a la urbanización de las anteriores décadas desde la posguerra. Los factores de carácter climático pasan momentáneamente a un segundo plano debido a la persistencia de incertidumbres sobre las proyecciones climáticas del futuro.

El Cambio Climático tiende a movilizarse como un argumento estratégico tanto para los defensores de un refuerzo de las obras de almacenamiento como para sus opositores que reivindican una refundición profunda de las actividades productivas (entre las cuales la agricultura) y adaptaciones en torno al MAFE.

En lo que se refiere a la comprensión de las cuatro situaciones ADAPT'EAU, las opciones previstas se consideran generalmente como creíbles. Cuando se trata de discutir el escenario deseable, las posiciones pueden divergir según la naturaleza de los intereses de los actores. Por otra parte, y no es la menor paradoja, cualquiera que fuera el escenario deseado (los escenarios 3 y 4 son los más citados), la mayoría de los actores consideran que el escenario 2 sería el más plausible, habida cuenta de las relaciones de fuerza actuales en el MAFE Garonne-Gironde. Así pues, lejos de constituir referencias normativas que suponen racionalizar de manera incuestionable las orientaciones futuras de la gestión de los ríos y estua-

7 «El *Caudal Objetivo de Estiaje* es el caudal de referencia que permite obtener el buen estado de las aguas y por encima del cual se satisface el conjunto de los usos por término medio 8 de cada 10 años. El *Caudal de Crisis* es el caudal de referencia por debajo del cual solamente pueden cubrirse las exigencias de la salud, salubridad pública, seguridad civil y alimentación de agua potable y las necesidades de los medios naturales». Véase: <http://www.gesteau.eaufrance.fr/>

rios, lejos también de la retórica despolitizada de todos ganadores, el debate de los escenarios sobre la adaptación al Cambio Climático viene a recordar provechosamente el carácter eminentemente político de los futuros deseables.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean dar las gracias aquí a todos sus colegas por su implicación en esta gestión de prospectiva, sin los cuales los escenarios que acabamos de presentar no hubieran podido salir a la luz : G. Blanc, P. Boët, X. Chevillot, A. Coynel, S. Ferrari, A. Gassiat, F. Gilbert, B. Hautdidier, V. Kuentz-Simonet, P. Laffaille, M. Larsen, A. Lechêne, S. Le Floch, J. Lobry, V. Marquet, J.C. Perea, K. Petit, A. Probst, T. Rambonilaza, J. Sánchez, E. Sauquet, S. Sauvage, G. Simonet, D. Uny, P. Valette.

Esta investigación se benefició de una ayuda económica de la Agencia Nacional de Investigación de conformidad con el programa Cambios Medioambientales Planetarios y Sociedades (CEP&S) en el marco del proyecto ANR ADAPT'EAU (ANR - 11-CEPS - 008) y de una ayuda financiera del programa interregional Midi-Pirineos-Aquitania en el marco del programa *Gagilau: ¿qué ríos y estuarios para mañana? Garonne-Gironde-Saint Laurent*.

This study has been carried out in the framework of the Cluster of Excellence COTE.

REFERENCIAS

- Bassett, T.J. y Fogelman, C. (2013). Déjà vu or something new? The adaptation concept in the climate change literature. *Geoforum*, 48: 42–53.
- Bertrand, F. y Larrue, C. (2007). *Gestion territoriale du changement climatique. Une analyse à partir des politiques régionales - Programme Gestion et impacts du changement climatique (GICC)*. p.64.
- Bradfield, R., Wright, G., Burt, G., Cairns, G., y Van Der Heijden, K. (2005). The origins and evolution of scenario techniques in long range business planning. *Futures*, 37(8): 795–812.
- Driessen, P., Leroy, P. y van Vierssen, W. (2010). *From climate change to social change: Perspectives on Science-Policy Interactions*. International Books. Utrecht, Pays Bas.
- Field, C.B., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., et al. (2014) *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability - Contribution of the Working Group II Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. p.1820.
- Jouzel, J., Peings, Y., Jamous, M., Planton, S., et al. (2011) *Scénarios climatiques: indices sur la France métropolitaine pour les modèles français ARPEGE-Climat et LMDz et quelques projections pour les DOM-COM*. p.26.
- Labbouz, B. (2014). *Sécurité alimentaire et futurs de l'agriculture mondiale - Comprendre un forum prospectif international en émergence et réfléchir aux façons d'y intervenir*. Tesis doctoral. L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement. AgroParisTech, Paris, 696 p.
- Lemprière, T.C., Bernier, P.Y., Carroll, A.L., Flannigan, M.D., Gilson, R.P., McKenney, D.W., Hogg, E.H., Pedlar, J.H. y Blain, D. (2008). *The importance of forest sector adaptation to climate change*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, 78 p.
- Magnan, A. (2009). Proposition d'une trame de recherche pour appréhender la capacité d'adaptation au changement climatique, *VertigO - La revue électronique en sciences de l'environnement*, 9 (3). DOI : 10.4000/vertigo.9189
- Marquet, V. (2014). *Les voies émergentes de l'adaptation au changement climatique en France et au Québec. Mise en visibilité et espace de définition*. Tesis doctoral. Sociologie. Université de Bordeaux, Bordeaux, 494 p.
- Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement (2011). *Plan National d'Adaptation au Changement Climatique - Plan national d'adaptation de la France aux effets du changement climatique 2011-2015*. Paris, 188 p.
- Mormont, M. (2007). Des savoirs actionnables. En: Amoukou, I. y Wautelet, J.M. (eds.) *Croisement des savoirs villageois et universitaires, Enjeux pour le développement*. Presses Universitaires de Louvain. Louvain la Neuve, pp. 169–186.
- Rothman, D.S., van Bers, C., Bakkes, J. y Pahl-Wostl, C. (2009). How to make global assessments more effective? Lessons from the assessment community. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(2): 214–218.
- Simonet, G. y Salles, D. (2014). Eau et changement climatique en Garonne moyenne: L'adaptation en négociation. *Adaptations aux changements environnementaux et territoires. Sud-Ouest européen*, 37: 53–62.
- Smit, B. y Skinner, M. (2002). Adaptation options in agriculture to climate change: a typology. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7(1): 85–114.
- Stocker, T., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. y Midgley, P.M. (eds.). (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, 1535 pp.
- Swart, R., Raskin, P. y Robinson, J. (2004). The problem of the future: Sustainability science and scenario analysis. *Global Environmental Change*, 14: 137–46.
- Van Vuuren, D.P., Kok, M.T.J., Girod, B., Lucas, P.L. y de Vries, B. (2012). Scenarios in Global Environmental Assessments: Key characteristics and lessons for future use. *Global Environmental Change*, 22: 884–895.
- Young, O.R., Berkhout, F., Gallopin, G.C., Janssen, M.A., Ostrom, E., y Van der Leeuw, S. (2006). The globalization of socio-ecological systems: an agenda for scientific research. *Global Environmental Change*, 16(3): 304–316.

EL RÉGIMEN JURÍDICO DE LA PROTECCIÓN DE LOS RÍOS Y HUMEDALES BAJO LA DIRECTIVA DE HÁBITATS Y LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

Pedro Brufao Curiel

Profesor Contratado Doctor de Derecho Administrativo Universidad de Extremadura. pbrufao@unex.es



1. INTRODUCCIÓN

La protección jurídica de los humedales continentales y de los ríos cuenta con un régimen nacional basado principalmente en cuestiones patrimoniales públicas que ha predominado en los dos últimos siglos bajo el prisma de la entrega de los bienes a los particulares con vistas a su aprovechamiento económico, de acuerdo principalmente con el régimen concesional establecido en las leyes de aguas de 1866 y 1879, cuyas reglas básicas siguen vigentes hoy en día.

La protección de las aguas ha evolucionado también desde el punto de vista ambiental, habiéndose incorporado de forma progresiva cuestiones relativas a la contaminación o a la protección de la pesca fluvial como actividad comercial. Tras el ingreso de España en la UE se incorporan a nuestro Derecho ciertas Directivas y Reglamentos cuyo objeto es la protección de las aguas y de las especies silvestres, normas que a su vez tienen su causa en el desarrollo del Derecho Ambiental internacional, como nos muestra el caso paradigmático del Convenio Ramsar sobre humedales o los convenios sobre especies migratorias.

Las principales normas vigentes europeas que se aplican a esta cuestión son la Directiva Marco del Agua y la Directiva de Hábitats. En este trabajo se expondrán las líneas principales de su régimen jurídico relacionados con los ríos y humedales y sus efectos en la normativa y la práctica españolas. Para ellos se expondrán las claves de dichos regímenes jurídicos y los problemas que conlleva coherente el Derecho nacional y el de la UE.

2. LAS PREVISIONES DE LA DIRECTIVA DE HÁBITATS SOBRE LOS RÍOS Y HUMEDALES

2.1. Descripción general del sistema de protección de la Directiva de Hábitats

La Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres (DH) no establece por sí misma

una serie de consideraciones especiales ante los problemas de conservación de un ecosistema acuático, dado que se aplica tanto a estos como a los terrestres¹.

Dicho de modo resumido, el art. 1 de la DH define los hábitats naturales y las acciones encaminadas a su conservación. De esta manera, entiende los *hábitats naturales* como las «zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales», mientras que la *conservación* es el «conjunto de medidas necesarias para mantener o restablecer los hábitats naturales y las poblaciones de especies de fauna y de flora silvestres en un estado favorable». Esta conservación la relaciona la DH con el *estado de conservación de un hábitat* o 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» en el territorio de la UE.

Un paso más lo constituye el estado de conservación *favorable*, que se podrá calificar así cuando «su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen, y la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible, y el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable» con arreglo a la siguiente definición del *estado de conservación de una especie*: «El conjunto de influencias que actúen sobre la especie y puedan afectar a largo plazo a la distribución e importancia de sus poblaciones». Tal y como obliga la DH, dicho estado de conservación de una especie se considera *favorable* cuando «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, y el área de distribución natural de la especie no se esté reduciendo ni amenace con reducirse en un futuro previsible, y exista y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo».

No obstante en las previsiones generales sobre todos los hábitats, la DH recoge algunas consideraciones específicas sobre el medio acuático. De esta forma, en el art. 10 pone como ejemplo los ríos a la hora de fomentar las medidas de protección del paisaje puesto que deja en manos de los Estados, «en el marco de sus políticas nacionales de ordenación del territorio y de desarrollo y, especialmente,

1 Seguimos aquí y recomendamos la siguiente obra: Gallego Bernard, M^a S. (2015): La Red Natura 2000 en España. Régimen jurídico y análisis jurisprudencial, Seo/BirdLife, Madrid. Sobre el Derecho de la Biodiversidad, vid. Soriano García, J. E. y Brufao Curiel, P. (2011): Claves de Derecho Ambiental, Vol. II, Iustel, Madrid.

para mejorar la coherencia ecológica de la red Natura 2000, reforzar la gestión de los elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres 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».

Por otro lado, al igual que ocurre acerca de las especies terrestres, a la hora de identificar los lugares de importancia comunitaria del art. 4 «para las especies acuáticas que requieran territorios extensos, sólo se propondrán lugares de estas características en caso de que exista una zona claramente delimitada que albergue los elementos físicos y biológicos esenciales para su vida y reproducción», cuestión comprensible dada la alteración de los hábitats naturales europeos y la alta densidad de población que acoge.

Por lo que respecta de los hábitats prioritarios del Anexo I², la DH recoge algunos con evidentes características acuáticas: estuarios, lagunas litorales, estanques y lagos con aguas oligotróficas con contenidos minerales muy bajo o estanques temporales mediterráneos, además de las turberas. Por otra parte, en cuanto al agua corriente, recoge las partes de cursos de agua de dinámica natural y seminatural (lechos menores, medianos y mayores) en los que la calidad del agua no presente alteraciones significativas y, de entre ellos, los ríos alpinos y los mediterráneos, permanentes o no, con cierta vegetación en sus orillas, como aquellos con poblaciones de *Salix spp.* y *Populus alba*³.

A su vez, el Anexo II de la Directiva recoge las especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar ZECs. Entre las relacionadas estrechamente con los hábitats acuáticos continentales, destacamos algunas solo a efectos ilustrativos: el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*), la nutria (*Lutra lutra*), la lamprea fluvial (*Lampetra fluviatilis*), el visón europeo (*Mustela lutreola*), la lamprea marina (*Petromyzon marinus*), el esturión (*Acipenser sturio*), el fartet (*Aphanius iberus*), el jarabugo (*Anaocypris hispanica*), el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), el barbo comizo (*Barbus comiza*), la boga del tajo (*Chondrostoma polylepis*), el sábalo (*Alosa alosa*) o la margaritifera (*Margaritifera margaritifera*).

En relación con las ZECs, el art. 6 de la DH establece que los Estados «fijarán las medidas de conservación necesarias que implicarán, en su caso, adecuados planes

2 Hábitats naturales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación (ZEC).

3 Saucedas y choperas naturales.

de gestión, específicos a los lugares o integrados en otros planes de desarrollo, y las apropiadas medidas reglamentarias, administrativas o contractuales, que respondan a las exigencias ecológicas» y, más importante desde el punto de vista jurídico, «adoptarán las medidas apropiadas para evitar, en las zonas especiales de conservación, el deterioro de los hábitats naturales y de los hábitats de especies, así como las alteraciones que repercutan en las especies que hayan motivado la designación de las zonas, en la medida en que dichas alteraciones puedan tener un efecto apreciable» en lo que respecta a los objetivos de la DH.

Estas obligaciones jurídicas de resultado se ponen a prueba a la hora de evaluar los efectos de cualquier proyecto o plan que se prevea ejecutar en una ZEC. Dice el art. 6.3 de la DH:

Cualquier plan o proyecto que, sin tener relación directa con la gestión del lugar o sin ser necesario para la misma, pueda afectar de forma apreciable a los citados lugares, ya sea individualmente o en combinación con otros planes y proyectos, se someterá a una adecuada evaluación de sus repercusiones en el lugar, teniendo en cuenta los objetivos de conservación de dicho lugar. A la vista de las conclusiones de la evaluación de las repercusiones en el lugar y supeditado a lo dispuesto en el apartado 4, las autoridades nacionales competentes sólo se declararán de acuerdo con dicho plan o proyecto tras haberse asegurado de que no causará perjuicio a la integridad del lugar en cuestión y, si procede, tras haberlo sometido a información pública.

Y el art. 6.4 de la DH afirma:

Si, a pesar de las conclusiones negativas de la evaluación de las repercusiones sobre el lugar y a falta de soluciones alternativas, debiera realizarse un plan o proyecto por razones imperiosas de interés público de primer orden, incluidas razones de índole social o económica, el Estado miembro tomará cuantas medidas compensatorias sean necesarias para garantizar que la coherencia global de Natura 2000 quede protegida. Dicho Estado miembro informará a la Comisión de las medidas compensatorias que haya adoptado.

En caso de que el lugar considerado albergue un tipo de hábitat natural y/o una especie prioritarios, únicamente se podrán alegar consideraciones relacionadas con la salud humana y la seguridad pública, o relativas a consecuencias positivas de primordial importancia para el medio ambiente, o bien, previa consulta a la Comisión, otras razones imperiosas de interés público de primer orden.

Esto quiere decir que en todo caso han de evaluarse los efectos en la Red Natura 2000 de acuerdo con los criterios de esta Directiva, lo cual es muy distinto de

someterla a una evaluación de impacto ambiental al uso, mucho menos exigente y con fines distintos. En la DH lo importante es el respeto y la consecución de los objetivos de conservación ante la posible causación de algún perjuicio a la integridad del lugar, recayendo la carga de la prueba en quien afirme la inocuidad del plan o proyecto.

Ha de tenerse en cuenta además que las excepciones a los objetivos de conservación se plantean de modo muy riguroso y que si a pesar de todo se pensara en seguir adelante con el plan o proyecto, y solo a falta de soluciones alternativas, habría de estarse frente a «razones imperiosas de interés público de primer orden», ejecutándose las medidas compensatorias necesarias para garantizar la coherencia global de la Red Natura 2000. Y como ya sabemos, si se afectara a especies y hábitats prioritarios, solo se permitirían si las causas se relacionan estrechamente con la salud humana y la seguridad o con circunstancias positivas ambientales de primer orden, u otras, previa consulta a la Comisión. Más adelante expondremos algunos casos representativos de la jurisprudencia que interpreta estas normas, en relación con los ríos y humedales.

La lógica de la DH, como se ha podido apreciar ya, gira en torno al juego de las especies y de sus hábitats, reforzando la protección jurídico sobre aquellas especies animales y vegetales que considera prioritarios, según el listado del Anexo IV. Tal y como se estipula en el art. 12 de la DH, los Estados miembros de la UE han de prohibir, respecto de las especies animales y en sus áreas de distribución natural, cualquier forma de captura o sacrificio deliberados de especímenes de dichas especies en la naturaleza; la perturbación deliberada de dichas especies, especialmente durante los períodos de reproducción, cría, hibernación y migración; la destrucción o la recogida intencionales de huevos en la naturaleza; y el deterioro o destrucción de los lugares de reproducción o de las zonas de descanso⁴.

Pongamos algún ejemplo. Si contamos con hábitats donde habita el desmán ibérico o el visón europeo, especies ligadas a los ecosistemas fluviales del norte de España, la detración de agua, proyectos como los dragados, las canalizaciones, la urbanización de las riberas o los embalses afectan de lleno tanto a los hábitats donde se asientan como, evidentemente, a los lugares de reproducción o zonas descanso⁵. Por tanto, en primer lugar nos encontramos con la obligación de

4 Se añade que, con respecto a dichas especies, los Estados miembros prohibirán la posesión, el transporte, el comercio o el intercambio y la oferta con fines de venta o de intercambio de especímenes recogidos en la naturaleza, excepción hecha de aquellos que hubiesen sido recogidos legalmente antes de la puesta en aplicación de la DH.

5 Pensados para las especies migratorias, como puede suponerse.

conservación de estas especies y sus hábitats como criterio previo y general; en segundo lugar, cualquier plan o proyecto habría de evaluarse convenientemente a los efectos de la DH⁶, probándose que los planes o proyectos no causarán la vulneración de la integridad del lugar. En caso de que se provoquen perjuicios ambientales, según la DH habrá que buscar soluciones alternativas, respecto de las cuales, hablando de ecosistemas fluviales y humedales, se han probado muy útiles el respeto de las llanuras de inundación y el territorio fluvial o la implantación de la llamada *gestión de la demanda* de agua y energía frente a embalses de abastecimiento o hidroeléctricos. Si no se alcanzaran dichas alternativas, únicamente se permitiría, como hemos visto, el plan o proyecto por razones imperiosas de interés público de primer orden. Este es el iter normativo que hay que plantearse y seguir, evitando la práctica de optar por un proyecto o plan de antemano, camuflarlo entre alternativas que no son tales y luego aducir argumentos espurios o que siendo importantes, no son de primer orden para elegir la opción prevista en un principio, evaluándose o no los efectos en los objetivos de conservación de la DH.

La *integridad* de los LICs o ZECs es mucho más que la mera afección a la mayor parte del territorio. O lo que es lo mismo, no se puede relacionar con la afección a una pequeña parte del mismo y, por tanto, ser posible la autorización de proyectos que atenten contra dicha integridad, como suele argumentarse por los promotores de planes y proyectos en los que se actúa físicamente en una sola parte de los terrenos. Así lo ha comprendido recientemente una vez más el Tribunal Supremo, el cual en una sentencia de 2017⁷, sobre el proyecto minero a cielo abierto en el hayedo de Zilbeti (Navarra), incluido en la ZEC de Monte Alduide, pues la tala del bosque afectaba a esta integridad de la ZEC por lo que la declaración de impacto ambiental no pudo resultar favorable, «no resultando determinante la afección porcentual a la superficie de la ZEC, ya que, como señala la sentencia recurrida, lo relevante es que la afección lo sea a la integridad de la ZEC, que se compone de toda su superficie». En este caso, ocho de los diez elementos clave y diez de los dieciséis objetivos finales del plan de gestión de la ZEC se vería afectados por el proyecto, aunque la superficie de la cantera fuera el 0,25% del total protegido, a lo que se suma la aplicación de los principios de cautela y precaución al proyecto. Además, los suelos de la Red Natura 2000 han de clasificarse como no urbanizable de especial protección, lo cual no implica la prohibición absoluta de cualquier proyecto, teniendo en cuenta los parámetros ya citados. En cuanto a los ecosistemas fluviales, se exige el informe previo del organismo de cuenca, sin el cual no es válido el proyecto.

⁶ Y en su caso según la evaluación de impacto ambiental, según la directiva propia y la legislación nacional.

⁷ STS, Sala 3ª, Sección 5ª, de 29 de marzo de 2017

2.2. El régimen de protección preventiva de la Directiva de Hábitats

Es sabido que en el mundo del Derecho y en algunas de sus especialidades, la protección cautelar se convierte en la más importante herramienta a la hora de proteger el territorio, ya que la vía de los hechos consumados hace muy difícil o imposible el devolver el bien degradado a su situación anterior⁸.

Más arriba hemos repasado de forma somera el régimen de protección de tanto las ZECs como de los Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), según los párrafos 2 a 4 del art. 6 de la DH. Estos LICs son aquellos territorios que comprenden hábitats y especies de los Anexos I y II de la DH (art. 4), cuyas listas se remiten a la Comisión Europea y esta se encarga de su aprobación, estableciéndose el régimen de protección del art. 6 de la DH. El art. 4. 4 de la DH añade que «una vez elegido un lugar de importancia comunitaria con arreglo al procedimiento dispuesto en el apartado 2, el Estado miembro de que se trate dará a dicho lugar la designación de Zona Especial de Conservación lo antes posible y como máximo en un plazo de seis años, fijando las prioridades en función de la importancia de los lugares el mantenimiento o el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de un tipo de hábitat natural de los del Anexo I o de una especie de las del Anexo II y para la coherencia de Natura 2000, así como en función de las amenazas de deterioro y destrucción que pesen sobre ellos».

No obstante esta protección, las medidas cautelares han de ir más allá y adelantarse a los posibles impactos que puedan afectar a la Red Natura 2000 antes incluso de que la Comisión Europea los apruebe de forma oficial, dado que pueden pasar años. Para ello, hemos de acudir al art. 4.4 de la DH y a la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y Biodiversidad (LPNB), en cuyo art. 42 y ss. se recoge la transposición en España del régimen jurídico de la Red Natura 2000⁹.

Este art. 43.2 de la LPNB establece que, para favorecer la protección cautelar, «desde el momento que se envíe al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente la lista de los espacios propuestos como LIC, para su traslado a la Comisión Europea, éstos pasarán a tener un régimen de protección preventiva que garantice que no exista una merma del estado de conservación de sus hábitats y especies hasta el momento de su declaración formal. El envío de la propuesta de un espacio como LIC conllevará, en el plazo máximo de seis meses, hacer público en el boletín oficial de la Administración competente sus límites geográficos, los

8 Vid. Gallego Bernad, op. cit. pág. 117 y ss.

9 El art. 42 de la LPNB considera los espacios de la Red Natura 2000 como espacios protegidos.

hábitats y especies por los que se declararon cada uno, los hábitats y especies prioritarios presentes y el régimen preventivo que se les aplicará». La razón de esta previsión se debe a que en ocasiones se acelera la ejecución de proyectos que puedan poner en riesgo los objetivos de conservación de estos lugares, acudiendo a la vía de los hechos consumados, a la vez que se dota de seguridad jurídica a lugar mediante la puesta de manifiesto de su delimitación cartográfica y la presencia de los hábitats y especies prioritarios, con el fin de que no se pueda falsear o condicionar la decisión que adopte la Comisión Europea.

La jurisprudencia ha establecido que en el supuesto de que en el lugar se encuentren especies prioritarias del Anexo IV, que requieren una protección estricta, se aplica además el art. 12 de la DH sin que haya lugar a la aplicación de medidas *reparadoras*¹⁰, lo cual implica de suyo el daño de los valores naturales del LIC, incluso a aquellos que no hubiesen sido propuestos por los Estados miembros, como argumenta el Tribunal de Justicia de la UE en un caso referido a un humedal afectado por la toma de agua, especialmente en épocas de sequía, y sus efectos sobre una especie protegida vinculada de forma estrecha al hábitat acuático¹¹.

Gracias a este sistema de medidas cautelares los LICs propuestos y todavía no aprobados reciben aún una protección mayor que estos últimos, puesto que no cabe la autorización excepcional del art. 6.4 de la Directiva. Esta característica nos indica el interés de la UE en la protección efectiva de los territorios con relevantes valores ambientales, demostrados científicamente y de modo objetivo mediante la constatación de la presencia de ciertos hábitats y especies¹².

10 También llamadas correctoras o minimizadoras. Vid. Gallego Bernad, op. cit. pág. 119. Sentencia del Tribunal de Justicia de la UE (STJUE) de 15 de diciembre de 2011, C-560/2008, Comisión/España, Duplicación de la carretera M-501, apartado 143.

11 STJUE de 15 de marzo de 2012, C-340/2010, Comisión/Chipre, LIC del lago Paralimni, apartados 43 a 55: «Procede estimar la imputación basada en la infracción de la Directiva sobre los hábitats en cuanto a las actividades permitidas por la República de Chipre, que deterioren y destruyan el hábitat de la especie de que se trata por lo que se refiere a la zona del lago Paralimni». Poco antes dice esta sentencia: «No cabe aceptar que no disfrute de protección alguna un lugar como el del presente asunto, respecto del cual el Estado miembro de que se trata no niega la necesidad de la inclusión en dicha lista».

12 Algunas sentencias sobre ríos y humedales recogen esta protección cautelar. Vid. Gallego Bernard, op. cit. pág. 121 y ss. La Sentencia del Tribunal Superior de Justicia (STSJ) de Cantabria de 12 de mayo de 1999 justificó la máxima protección para una zona de las Marismas de Santoña al haberse incluido en la propuesta del LIC correspondiente. La Sentencia de la Audiencia Nacional (SAN) de 10 de junio de 2009, sobre el embalse de Mularroya, que recoge la jurisprudencia de la STJUE de 14 de septiembre de 2006, caso Dragaggi, C-244/2005, indica que las medidas de protección del art. 6.2 a 6.4 de la DH son de aplicación obligada respecto de los LICs ya aprobados, pero los Estados no pueden eludir la obligación de protección desde el momento de su propuesta, incluso antes de que se haya comprobado una disminución o una extinción de una especie protegida, como recogía en su día la STJUE de 2 de agosto de 1993, caso Marismas de Santoña, C-355/90. Esta protección cautelar se recoge asimismo en la Sentencia del Tribunal Supremo, Sala 3ª, de 22 de octubre de 2010, sobre el

2.3. Consecuencias administrativas del régimen jurídico de la Directiva de Hábitats

Como resultado lógico del régimen jurídico que hemos expuesto de modo sucinto, la práctica administrativa tanto a la hora de aprobar planes y programas como proyectos ha de contener ineludiblemente los mandatos de la Directiva de Hábitats, según la jurisprudencia del TJUE y los tribunales nacionales.

De esta manera, se ha de otorgar preferencia a los objetivos de conservación de los hábitats y especies recogidos en sus anexos desde el punto de vista de la integridad de los LICs o las ZECs, teniendo en cuenta siempre los principios de cautela y prevención, incluyendo a su vez los efectos en el planeamiento urbanístico del territorio y los informes preceptivos de las Confederaciones Hidrográficas u otros organismos de cuenca.

Unos ejemplos de interés sobre los ecosistemas fluviales y humedales los podemos encontrar en el Decreto del País Vasco 34/2015, de 17 de marzo por el que se aprueban las normas generales para las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) vinculadas al medio hídrico¹³. En esta norma se aplica a los ríos, estuarios y humedales de lugares como el Araxes, Txingudi, Leizarán, Lea, Oria, Urola o el Ebro¹⁴. Entre las directrices destacan las relacionadas con los aspectos forestales, agropecuarios, la creación de bandas de protección o la promoción de la eliminación de obstáculos fluviales, el control de los caudales ambientales concesionales, la prohibición de nuevas explotaciones hidroeléctricas o la ampliación de las existentes, la clasificación como suelo no urbanizables y la gestión urbanística, infraestructuras, uso público, así como especificaciones sobre las escalas icticas.

Otro ejemplo lo tenemos en los distintos proyectos que algunos promotores presentan ante las administraciones públicas, como los dragados solicitados para intentar reducir los efectos de las inundaciones, en los que como mucho se remiten a una evaluación de impacto ambiental al uso. Esta remisión es del todo incompleta pues la DH exige que se valore la afección a los objetivos de conservación, siendo muy estrictos y restringidos los requisitos para poder aprobar proyectos y planes. A ello se le une el que las alternativas, como es sabido, en

LIC y la ZEPA de los Valles del Voltoya y de Zorita, protección efectiva antes de que la Comisión apruebe sus listas, sentencia que recoge una importante jurisprudencia europea.

¹³ BOPV de 5 de mayo de 2015.

¹⁴ Pero se exceptúan Urdaibai y San Juan Gaztelugatxe. Este Decreto se aplicará también a los nuevos espacios futuros que lleguen a aprobarse.

muchas ocasiones se decidan de antemano, por lo que las que se ofrecen no sean sino acomodos de la idea original, lo cual contraviene el mismo hecho de ser una alternativa. En el caso de los dragados¹⁵ o inundaciones la alternativa lógica es el respeto del territorio fluvial y de las zonas inundables, o en el supuesto de embalses «para dar el caudal ecológico», es el régimen natural afectado de las aguas el que se elimina. También hay casos como el de la toma de aguas en ríos protegidos por la DH para abastecimiento urbano, pese a que se pueda derrochar la mitad del agua urbana por pérdidas en la red, como es el caso de la ciudad de Lugo. Ejemplos hay muchos.

Por último, es necesario subrayar una vez la importancia del exigente régimen jurídico de las excepciones al sistema de protección de la DH y sus obligaciones de resultado de no deterioro de los hábitats naturales y de los hábitats de especies, así como las alteraciones que repercutan en las especies objeto de la Directiva. De la misma manera, no demos olvidar que siempre que se cause un perjuicio a la integridad del lugar la evaluación habrá de ser negativa, ante lo cual el proyecto o plan solo podrá realizarse si no existen soluciones alternativas y únicamente cuando se prueben razones imperiosas de interés público de primer orden, tal y como ha sido interpretado por la jurisprudencia.

3. LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA Y LA PROTECCIÓN DE LOS RÍOS Y HUMEDALES

3.1. Descripción general del sistema de protección de la Directiva Marco de Aguas

La Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre de 2000, 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) es la principal norma europea sobre las aguas continentales y las aguas de transición entre estas y el mar¹⁶.

La DMA cuenta como objetivo primordial la obligación jurídica de la consecución del buen estado ecológico de las aguas superficiales y el buen estado químico de las aguas subterráneas. Por el contrario, deja en manos de los Estados miembros la cuestión de la titularidad dominical y la de los derechos de contenido patrimo-

¹⁵ En el tramo navarro de la ZEC del Bidasoa.

¹⁶ Una visión general de la protección de las aguas continentales en Soriano García, J. E. y Brufao Curiel, P. (2011): Claves de Derecho Ambiental, Vol. II, Iustel, Madrid.

nial en torno a los ecosistemas fluviales, una de las materias por las que más se ha preocupado el Derecho de Aguas español.

Otro elemento importantísimo de la DMA es la obligación jurídica de evitar todo deterioro adicional de los ecosistemas acuáticos desde el momento de su entrada en vigor. A pesar de que esta norma se ha obviado, goza de plena validez y eficacia a la hora de valorar los efectos de los distintos planes y proyectos en este tipo de ecosistemas. Es decir, la DMA marca, a pesar de todos los problemas, un punto final aumento de la degradación de las aguas (art. 1).

La DMA se despliega en torno al concepto de cuenca y demarcación hidrográfica, cuya autoridad competente (art. 3) actuará de acuerdo con unos programas de medidas (art. 11) para lograr el resultado de protección efectivo de la DMA, de acuerdo con los objetivos ambientales del art. 4., que se resumen en proteger, mejorar y regenerar todas las aguas superficiales, incluso las artificiales y las muy modificadas para conseguir el buen estado ecológico o el buen potencial ecológico de estas últimas y el buen estado químico de las aguas en la lejana fecha de 2015, susceptible de prórrogas.

En cuanto a las aguas subterráneas, las obligaciones de resultado se centran en la mejora de sus estado químico y en el equilibrio de las extracciones respecto de su recarga. A su vez, este artículo 4 se refiere a las *zonas protegidas*, aquellas en las que se refuerza el cumplimiento de estos objetivos.

La DMA establece en el art. 4.5 que los Estados podrán tratar de lograr objetivos medioambientales menos rigurosos que los exigidos respecto de masas de agua determinadas cuando estén tan afectadas por la actividad humana su condición natural sea tal que alcanzar dichos objetivos sea inviable o tenga un coste desproporcionado, y se cumplan todas las condiciones siguientes:

Que las necesidades socioeconómicas y ecológicas a las que atiende dicha actividad humana no puedan lograrse por otros medios que constituyan una alternativa ecológica significativamente mejor que no suponga un coste desproporcionado; que los Estados miembros garanticen para las aguas superficiales, el mejor estado ecológico y estado químico posibles teniendo en cuenta las repercusiones que no hayan podido evitarse razonablemente debido a la naturaleza de la actividad humana o de la contaminación¹⁷, y para las aguas subterráneas, los mínimos cambios posibles del buen estado de las aguas subterráneas, teniendo en cuenta las repercusiones que no hayan podido evitarse razonablemente debido a la naturaleza de la actividad humana o de la contaminación; que no se produzca deterioro

17 La DMA centra su atención en las llamadas sustancias prioritarias (art. 16).

ulterior del estado de la masa de agua afectada; que el establecimiento de objetivos medioambientales menos rigurosos y las razones para ello se mencionen específicamente en el plan hidrológico de cuenca y que dichos objetivos se revisen cada seis años.

Estas y otras excepciones jalonan el texto de la DMA, las cuales se reflejan tanto en la Instrucción para la Planificación Hidrológica de 2008 (IPH)¹⁸ como en los distintos planes de las demarcaciones hidrográficas vigentes (art. 13)¹⁹, muchas veces estableciéndose las excepciones de modo muy amplio de tal forma que se pervierte su significado y se convierten en norma, lo cual, obviamente supone un incumplimiento de la DMA. Otras cuestiones de interés se refieren a los programas de seguimiento (art. 8), la recuperación de costes económicos (art. 9), la consideración conjunta de las fuentes puntuales y difusas de contaminación (art. 10), así como la participación e información pública (art. 14).

3.1. La Directiva Marco del Agua y la salvaguarda de las zonas protegidas en relación con la Directiva de Hábitats

Ya conocemos que la DMA realiza un especial hincapié en aquellas zonas llamadas protegidas. El art. 6 recoge un Registro de Zonas Protegidas «que hayan sido declaradas objeto de una protección especial en virtud de una norma comunitaria específica relativa a la protección de sus aguas superficiales o subterráneas o a la conservación de los hábitats y las especies que dependen directamente del agua»²⁰.

18 Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre.

19 Aprobados por el RD 1/2006, de 18 de enero.

20 Vid. la STJUE (Gran sala) de 11 de septiembre de 2012, C-43/10, sobre el trasvase del río griego Acheloos. En esta sentencia se interpreta, entre otras, la relación de la DMA con la DH. El TJUE establece que los Estados han de tomar las medidas de protección del art. 6 de la DH. Además, la DH se opone a que sea autorizado un proyecto de desviación de aguas, no directamente relacionado con la preservación de una zona de protección especial o necesario para la misma, pero que puede afectarla de forma apreciable, a falta de información o datos fiables y actualizados relativos a la fauna aviaría de esa zona. Por otra parte, la DH y en especial su art. 6.4 deben interpretarse en el sentido de que los motivos ligados al regadío, por un lado, y por otro al abastecimiento de población, invocados en apoyo de un proyecto de desviación de aguas, pueden constituir razones imperiosas de interés público de primer orden que justifiquen la realización de un proyecto que perjudique la integridad de los lugares afectados. Cuando un proyecto de esa clase perjudique la integridad de un lugar de importancia comunitaria que albergue un tipo de hábitat natural y/o una especie prioritarias su realización puede justificarse en principio por razones ligadas al abastecimiento de agua para la población. En determinadas circunstancias, su realización puede justificarse por las consecuencias positivas de primordial importancia que el regadío tiene para el medio ambiente. En cambio, el regadío no puede corresponder en principio a

Estas zonas protegidas cuentan con las fuentes de abastecimiento de agua potable (art. 7) y aquellas que se recogen en el anexo IV, que junto a las ya citadas son zonas designadas para la protección de especies acuáticas significativas desde un punto de vista económico²¹; las masas de agua declaradas de uso recreativo, incluidas las zonas declaradas aguas de baño en el marco de la Directiva 2006/7/CE; las zonas sensibles en lo que a nutrientes respecta, incluidas las zonas declaradas vulnerables en virtud de la Directiva 91/676/CEE²² y las zonas declaradas sensibles en el marco de la Directiva 91/271/CEE²³, así como las zonas designadas para la protección de hábitats o especies cuando el mantenimiento o la mejora del estado de las aguas constituya un factor importante de su protección, incluidas las zonas de la Red Natura 2000 pertinentes designados en el marco de la DH y la Directiva de Aves²⁴.

Dada la pertinencia de la protección efectiva y para dotar de mayor seguridad jurídica esta materia, el registro requerido como parte del plan hidrológico de cuenca incluirá mapas indicativos de la ubicación de cada zona protegida y una descripción de la legislación comunitaria, nacional o local con arreglo a la cual han sido designadas.

Por tanto, en cuanto a las ZECs y los LICs de la DH se hace preciso acudir a la fichas de cada zona o lugar y al mapa en cuestión de la documentación aprobada por la Comisión Europea, siendo el criterio territorial un elemento objetivo que reduce la discrecionalidad administrativa y sirve como guía a los poderes públicos y a los particulares, elementos que los organismos de cuenca no pueden desconocer y así han de incluirse en los planes de las demarcaciones hidrográficas.

La IPH recoge en sus secciones 4, 5 y 6 diversas disposiciones sobre las zonas protegidas²⁵. Para ellas, además de definir las y recogerlas, establece diversos pro-

consideraciones ligadas a la salud humana y a la seguridad pública aptas para justificar la realización de un proyecto como el discutido en el litigio principal. En relación con este mismo art. 6.4 deben tomarse en consideración el alcance de la desviación de aguas y la dimensión de las obras que ésta exige, para determinar las medidas compensatorias adecuadas permite, en lugares que forman parte de la red Natura 2000, la transformación de un ecosistema fluvial natural en un ecosistema fluvial y lacustre fuertemente antrópico siempre que se cumplan las condiciones previstas por esa disposición de la DH.

21 Como las dedicadas a la acuicultura.

22 Sobre la contaminación de las aguas por nitratos.

23 Sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas.

24 Directiva 2009/147/CE, de 30 de noviembre.

25 A las que suma a las de la DH las zonas perimetrales de aguas minerales y termales, las reservas naturales fluviales, las de protección especial y las zonas húmedas. El Anexo IV de la memoria del Plan recoge estas zonas.

gramas de control, de vigilancia, de investigación y unos controles especiales de estas zonas protegidas.

A modo de ejemplo, el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental vigente, publica en su Memoria la identificación y mapas de las zonas protegidas²⁶, así como sus programas de control²⁷, de valoración²⁸, junto a las cuestiones relativas a la revisión del mismo plan²⁹.

El Plan recoge 45 zonas protegidas debido a que forman parte de la Red Natura 2000, ligadas a 78 masas de agua de la demarcación³⁰. Para la efectiva protección de estas zonas, la Memoria³¹ indica que «para el caso de zonas de protección de hábitat o especies debe recordarse que los planes de gestión de las ZEC se dotan de indicadores necesarios para efectuar el seguimiento del cumplimiento de los objetivos establecidos. En el caso de que se evalúe alguna de estas zonas en riesgo de incumplir sus objetivos medioambientales, en especial los derivados de la protección de las especies y hábitats, se asignaran puntos de control a los que se le asociarán los mismos criterios de diseño y explotación del Programa de control operativo descrito anteriormente». De ello se deduce que los LICs no gozan de la protección que le ofrecen los controles hidrológicos, lo cual no impide el deber de conservación incluso preventivo previsto en la DH, como hemos expuesto más arriba.

Nos queda interpretar la relación entre la DMA y la DH. El criterio es el de la especialidad, ya que si la DMA establece una protección reforzada de las zonas protegidas, entre las que se incluye la Red Natura 2000 y las especies por esta amparadas, la remisión normativa nos lleva a afirmar que, junto con el principio de especialidad, la actuación y la normativa hidrológica han de respetar los condicionantes y principios de la DH, como hemos visto en el caso Acheloos. La Memoria del Plan dice así al respecto³²:

El artículo 35 c) del Reglamento de Planificación Hidrológica establece como objetivos ambientales para las zonas protegidas «cumplir las exigencias de las normas de protección que resulten aplicables en una zona y

26 Pág. 109 y ss. En la pág. 113 se publica un mapa de la Red Natura 2000 afectada por el Plan.

27 Pág. 138 y ss.

28 Pág. 172 y ss.

29 Pág. 265 y ss.

30 Detallas en la Tabla 61, págs. 117 a 119.

31 Pág. 142.

32 Pág. 172.

alcanzar los objetivos ambientales particulares que en ellas se determinen». Por su parte el artículo 9.4 de la Normativa del Plan Hidrológico recoge esta exigencia añadiendo que «Los objetivos medioambientales para las zonas del Registro de Zonas Protegidas constituyen objetivos adicionales a los generales de las masas de agua con las cuales están relacionadas y aluden a los objetivos previstos en la legislación a través de la cual fueron declaradas dichas zonas y a los que establezcan los instrumentos para su protección, ordenación y gestión».

Es decir, en las masas de agua presentes en estos espacios es obligatorio, no solo el cumplimiento de los objetivos ambientales generales de la DMA de alcanzar el buen estado (que para estas masas no deben, como norma general, quedar sometidos a prórroga o a objetivos menos rigurosos), sino también el cumplimiento de los objetivos específicos establecidos en los planes de gestión elaborados y aprobados específicamente para cada una de esas zonas protegidas.

A ello se le suma las previsiones concretas sobre las zonas protegidas, vinculadas estrechamente a la normativa autonómica aprobada sobre la Red Natura 2000³³.

³³ Pág. 177 de la Memoria: «En el caso de las zonas declaradas de protección de hábitat o especies el objetivo es mantener o alcanzar el estado de conservación favorable de los hábitats y especies de interés comunitario que motivaron la designación del espacio como integrante de la Red Natura 2000. En la actualidad la mayor parte de estos espacios han sido designados Zonas Especiales de Conservación y en sus decretos de designación se establecen los objetivos de conservación y las medidas que se estiman adecuadas para alcanzar esos objetivos. En relación con estos objetivos de conservación hay que señalar lo siguiente: Con carácter general, los decretos de designación no incorporan, hasta el momento, requisitos adicionales a los establecidos en materia de aguas por la DMA (relativos por ejemplo a requisitos adicionales en materia de indicadores fisicoquímicos, biológicos, hidromorfológicos, caudales ambientales, etc.). Los objetivos de conservación para cada uno de los hábitats y especies que constituyen elementos clave de conservación en estos espacios se han formulado en los Decretos de designación de los espacios de la Red Natura 2000, atendiendo a los parámetros de estado de conservación que señala la Directiva Hábitat y la normativa que la incorpora al derecho interno. Si bien, como norma general, un buen estado ecológico de las masas de agua de los que dependen dichos hábitats y especies es necesario para garantizar el buen estado de conservación de dichos elementos, también como norma general se constata que esto no resulta suficiente, ya que su conservación depende también de otros factores adicionales a los objetivos medioambientales de la planificación hidrológica. Las redes de control de la calidad de las aguas gestionadas por los organismos competentes en el ámbito de la Demarcación, informan del estado de las masas de agua incluidas en los espacios de la Red Natura 2000, sin embargo y aun siendo una información relevante, no es suficiente para establecer el estado de conservación de hábitats y especies asociados a dichas masas de agua. Por otro lado, no en todos los casos el estado de las masas de agua determinado por una estación representativa, informa del estado del tramo de río incluido en el espacio protegido. Por ejemplo, los arroyos de cabecera del espacio Aiako Harria, no presentan presiones o impactos que justifiquen el estado peor que bueno de la masa de agua Oiartzun A, de la que forman parte, y que es determinado por una estación situada en el tramo bajo del río, aguas abajo del ámbito ZEC, que se considera representativa para esa masa de agua. De las 59 masas de agua coincidentes con espacios de la Red Natura 2000, 43 masas, es decir, un 73% presentan buen estado y 16 masas presentan un estado peor que bueno. En la Figura 106 se recoge información sobre el estado de las masas de agua que integran los espacios de la Red Natura 2000 que forman parte del RZP».

4. CONCLUSIONES

Los regímenes jurídicos de la DH y la DMA se vinculan el uno con el otro de forma estrecha y vinculante. Es decir, los objetivos de conservación de la Directiva de Hábitats, por la remisión normativa de la DMA y por el criterio de la especialidad, se imponen al resto de criterios de la normativa y actuación de los organismos de cuenca.

Evidentemente, hablamos del régimen jurídico completo, lo cual incluye la adopción en su caso de medidas cautelares, las excepciones a la conservación de hábitats y especies, el proceso de evaluación a efectos exclusivos de la DH de planes y proyectos en la Red Natura 2000, la estimación de las alternativas y la consideración de que sean de imperioso interés público de primer orden para llevarlos adelante.

En caso contrario, la vulneración de la DH implica la vulneración no solo de la DMA sino de toda la legislación conexas, como la relativa a la evaluación ambiental o la de aguas nacional en relación con concesiones, autorizaciones y planificación hidrológica. Así y con la vista puesta en el mayor respeto a la legislación vigente y para evitar en caso contrario la exigencia de una hipotética responsabilidad, las Administraciones ambientales e hidráulica han de coordinarse, cooperar y actuar de forma conjunta, en el ejercicio de sus respectivas competencias.

LA IMPORTANCIA DEL COMPROMISO SOCIAL EN LA RESTAURACIÓN FLUVIAL

Javier Franco, Jon Hidalgo, Amador Prieto,
Joseba del Villar, Mireia Valle

Fundación Lurguia Fundazioa. Rafaela Ibarra, 10-7ªA 48014 Bilbao



1. INTRODUCCIÓN

La Fundación Lurgaiia Fundazioa (en adelante Lurgaiia) es una entidad privada sin ánimo de lucro, nacida en el año 2002, que tiene como principal objetivo la conservación y restauración del medio natural. Para acceder a la gestión del territorio, la entidad llega a acuerdos con propietarios de parcelas rústicas, herramienta que se conoce como Custodia de Territorio. Este modelo de conservación privada, que incluye como partícipes a la sociedad civil, constituye un excelente complemento a la política de conservación de la Administración. En el caso concreto de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se ha accedido mediante acuerdos de custodia a la gestión de 141 hectáreas, 6 de las cuales forman parte del ZEC Red Fluvial de Urdaibai (ES 2130006).

2. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

El intenso uso que a lo largo de los siglos se ha dado en los suelos de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, al igual que en el resto del País Vasco atlántico, ha provocado que el ecosistema natural por excelencia, el bosque, prácticamente no exista. Así, en la comarca Gernika-Bermeo los bosques naturales apenas ocupan el 21,5% de la superficie arbolada y el 14,8% de su superficie total. Y en cambio, las plantaciones madereras de especies exóticas alcanzan el 78,5% y el 54,1%, respectivamente (MAAMA, 2011). Aparte de su reducida superficie, tales bosques presentan un deficiente estado de conservación debido a que de las 4.130 hectáreas de masas autóctonas existentes, un total de 3.250 (el 78,7%) están compuestas por árboles de un diámetro inferior a 20 centímetros. Además, el nivel de fragmentación es extremo. Según el documento *Medidas de conservación de la Red Natura 2000 en Urdaibai y San Juan de Gaztelugatxe* (Consultora de Recursos Naturales, S.L., 2012) el estado de conservación de todos los ecosistemas forestales característicos de la comarca, salvo las saucedas riparias arbustivas, es *inadecuado*.

Esta situación ha llevado a Lurgaiia a establecer como objetivo prioritario la recuperación del bosque autóctono. Para ello, la entidad hace uso de la herramienta Custodia del Territorio, la cual permite acceder a la gestión de terrenos, tanto públicos como privados, y sustituir así las masas de especies alóctonas para producción forestal por futuros bosques. La entidad accede a la gestión mediante cesión de uso o compra-venta de las parcelas de aquellos propietarios que así

lo deseen, sin atender a priori a ningún tipo de zonificación (Red Natura 2000 o legislación de RBU).

Esta propuesta de conservación social articulada en torno a una organización sin ánimo de lucro, se conoce como Conservación Privada (Ruiz Salgado y Navarro Gómez, 2016). Este modelo de gobernanza privada se caracteriza, fundamentalmente, por la alianza voluntaria entre propietarios y usuarios, y por la vocación a la conservación a largo plazo. En comparación con los modelos de conservación pública, promovidos por las administraciones, el modelo de conservación privada implementado por Lurguia tiene la virtud de no estar supeditado a intereses que estén alejados de su filosofía y objetivos de conservación.

3. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

En la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se viene implementando una zonificación, tanto desde el propio Plan Rector de Uso y Gestión como desde los documentos que emanan de la Red Natura 2000, lo cual supone un elevado grado de protección en lo referente a la red fluvial. Aún y todo, dicha zonificación no llega a articular, hasta la fecha, medidas efectivas de conservación y, en su caso, restauración, a pesar de que, tal y cómo se ha indicado anteriormente, los ecosistemas ligados a la reserva tienen un inadecuado estado de conservación. De hecho, y según el documento *Medidas de Conservación de la Red Natura 2000 en Urdaibai y San Juan de Gaztelugatxe* (Consultora de Recursos Naturales, S.L., 2012) más del 40% de la ZEC Red Fluvial de Urdaibai (532 de las 1.328 hectáreas que lo componen) se encuentran urbanizadas o con plantaciones de especies forestales arbóreas con fines productivos.

La ZEC Red Fluvial de Urdaibai incluye el 100% de los cauces fluviales, creando una tupida red que, en su inmensa mayoría, incluye una banda de amortiguación (*buffer*) que coincide con la zona de servidumbre de 5 metros a cada lado del margen. Dicha zona se amplía en aquellas zonas en las que existen masas autóctonas bien conservadas y que no representan conflicto con intereses económicos. La inclusión de la inmediata franja subsiguiente de 100 metros, denominada Zona de Policía, en la que los usos deben estar condicionados por el órgano competente, habría sido un buen punto de partida desde el punto de vista de la conservación. O podría serlo si los distintos usos se informaran antes de su ejecución, pero, lamentablemente, el diseño de esta ZEC se ha visto condicionado en todo momento no por factores ambientales sino por factores económicos, sobre todo ligados al sector forestal.

Desde un punto de vista de conservación, la propia orografía de la comarca, la litología, el clima o las agresivas prácticas forestales, deberían, sin duda, tener un peso específico mayor en el diseño de esta ZEC.

Otro de los factores que condicionan las posibilidades de restauración es el elevado grado de fragmentación de la propiedad. Este hándicap podría abordarse mejor si la administración decidiera recurrir a la vía de las expropiaciones o a las compensaciones, y que éstas tuvieran una alta acogida por parte de los propietarios. En el caso de las zonas de ribera, al ser las más productivas para la agricultura, la propiedad es enteramente privada, salvo en el caso de algunas regatas en cabeceras que, aun estando en manos de ayuntamientos, tampoco se encuentran en mejor estado de conservación por dedicarse también a la explotación forestal.

No debemos olvidar tampoco la no aplicación de la Directiva Marco de Agua, ni siquiera en aquellas cuencas donde se ubican captaciones para abastecimiento a través del Consorcio de Aguas de Busturialdea (Mape, Axpe o Artike). En estos entornos, profusamente plantados con eucaliptos, no se desarrollan políticas en favor del bien común, supeditando éste, una vez más, a los factores económicos privados.

Finalmente, y como factor condicionante ante cualquier proyecto de restauración en este ámbito, se debe considerar la escasa capacidad social para cambiar procesos productivos. La inercia de la progresiva intensificación que la propiedad de suelo forestal ha consolidado estos últimos 70 años se ven alimentadas por unas administraciones que, con carácter general, mantienen criterios productivistas y que no abogan en ningún caso por un modelo de conservación estricta de nuestro medio natural, ni filosófica ni financieramente.

Por lo tanto, el escenario presenta altísimas dificultades para llevar a cabo políticas globales de restauración y conservación: una ZEC limitada a su mínima expresión, con un deficiente grado de conservación y una altísima fragmentación en lo que a la propiedad se refiere. A esto se le suma el alto grado de explotación, tanto desde el punto de vista forestal como agrario. Lo que se traduce en pocas posibilidades de que, a fecha de hoy, se acometan proyectos encabezados por las administraciones competentes, debido a la escasez de las dotaciones presupuestarias necesarias y a la escasez de peso de *lo ambiental* en sus objetivos. Esta relación de condicionantes afecta tanto a modelos de conservación públicos como privados.

4. CONDICIÓN DE REFERENCIA E IMAGEN OBJETIVO

No son muy numerosos los tramos de ecosistemas fluviales bien conservados en el contexto del País Vasco atlántico y resulta complicado compararlos con los del resto de la cornisa cantábrica, ya que la tipología de las cuencas es muy diferente. En cualquier caso, la Reserva de la Biosfera de Urdaibai presenta cauces pequeños en su mayoría con elevados gradientes altitudinales; esto, más que bosques riparios, facilitaría la presencia de bosques mixtos, salvo en los tramos bajos, donde las

llanuras aluviales son el lugar óptimo para saucedas y alisedas (Muxika, Gernika, Ajangiz, Arratzu).

El objetivo general a alcanzar con los proyectos que lleva a cabo Lurgai es conseguir cauces y bosques con nula intervención, que lleguen a un estado de naturalidad mediante la sucesión ecológica, considerando prioritario el cambio de uso de aquellos terrenos en los que actualmente se dan cultivos industriales de especies alóctonas.

5. ACTUACIONES REALIZADAS

Los dos proyectos que, bajo esta filosofía, han alcanzado hasta la fecha mayores dimensiones son: el de la cuenca del arroyo Axpe (Busturia) (Figura 1a) y el de la cuenca de Undabaso (anteiglesia de Ibarruri, Muxika) (Figura 1b).

En ambos casos el proceso de aumento de superficie se basa, sobre todo, en la adquisición de tierras tras un primer acuerdo de acceso a la gestión del territorio con un propietario privado y la posterior oportunidad de comprar parcelas adyacentes. Esta adquisición de terrenos, siempre con objetivos de restauración, intenta, en la medida de lo posible, sumar parcelas contiguas con la finalidad de maximizar el valor ecológico de los terrenos custodiados. Las labores de restauración se basan en la combinación de plantaciones de especies autóctonas con los criterios anteriormente expuestos y la propia regeneración espontánea.

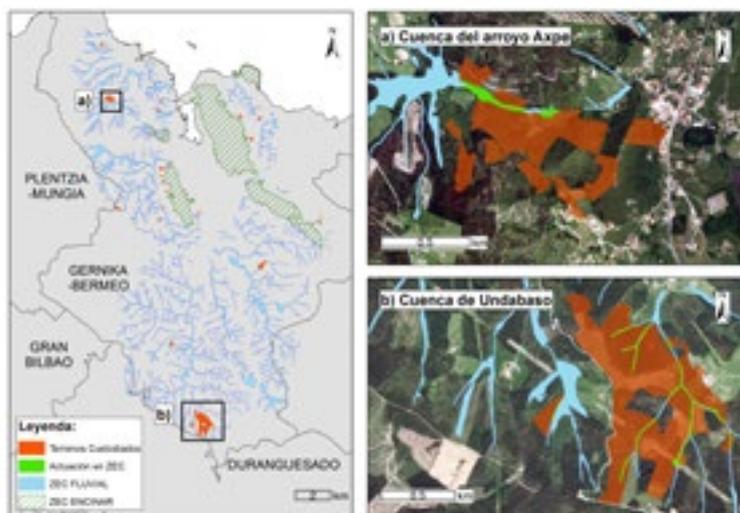


Figura 1. Terrenos gestionados por LURGAIA bajo acuerdos de Custodia del Territorio. a) Detalle de la cuenca del arroyo Axpe; b) Detalle de la cuenca de Undabaso.

El primero de tales proyectos, en la cuenca del arroyo Axpe (Figura 1a y Figura 2), dio comienzo en el año 2003 y hoy en día alcanza un total de 30 hectáreas, correspondientes a un total de 20 parcelas catastrales (3 de ellas en contacto con la ZEC Red Fluvial de Urdaibai). El principal trabajo en esta zona ha consistido en la eliminación de plantaciones de eucalipto y el control de esta especie en aquellas masas mixtas donde estaba presente. Gracias a las actuaciones realizadas en esta zona, donde se han eliminado los eucaliptales que cubrían 700 metros lineales de arroyo, hoy en día existe una excepcional aliseda en desarrollo y un bosque mixto en regeneración. Estos ecosistemas restaurados son el hábitat de la mayor población de rana patilarga (*Rana iberica*) de la Comunidad Autónoma Vasca. Además abundan poblaciones del helecho *Woodwardia radicans* (Anexo IV de la Directiva Hábitats) consolidadas y en crecimiento; y de otros taxones incluidos en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas.



Figura 2. Evolución del estado de un tramo de río de la cuenca del arroyo Axpe en a) tras ser encauzado y con plantación reciente de eucalipto después de las riadas del verano de 2004 y b) estado del mismo tramo del río en el año 2015.

En el caso de la cuenca de Undabaso (Figura 1b y Figura 3), proyecto que se inició en el año 2008, se ha accedido a 65 hectáreas (19 parcelas catastrales, 17 de ellas en contacto con la ZEC Red Fluvial de Urdaibai). Esto ha permitido actuar sobre un total de 1.500 metros de cursos fluviales y eliminar más de 2.000 metros de pistas forestales. En este caso, la labor principal está consistiendo en la sustitución de masas de pino de Monterrey (*Pinus radiata*) en la totalidad de las parcelas a las que se ha tenido acceso. La modalidad de gestión en el 90% de los terrenos ha sido por compra-venta, si bien también se han firmado acuerdos de cesión de uso. Las previsiones de este proyecto, con más horizonte que el de Axpe, se sitúan en alcanzar las 100 hectáreas en un plazo de 10 años vista, lo que convertiría a la zona en el mayor bosque caducifolio de toda la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Cabe señalar que la compra-venta de tierras se financia a través de las aportaciones íntegras de los socios benefactores de la entidad mientras que los trabajos

de restauración se acometen por medio de ayudas ordinarias de instituciones y financiación de empresas privadas.



Figura 3. Estado actual (año 2017) de una de las ladera en la que se ha llevado a cabo la restauración forestal en el invierno 2015-2016 tras la cosecha del pinar (*Pinus radiata*) en el otoño de 2015. Como se puede observar ya no se aprecian las pistas de saca de madera gracias a la actuación de restauración de pistas acometida.

Al margen de estos proyectos se han desarrollado otros de menores dimensiones en los municipios de Arratzu, Bermeo, Sukarrieta o Ibarrangelua, que han contribuido a mejorar el ZEC Red Fluvial de Urdaibai y sus zonas aledañas (14 de ellas en contacto con la ZEC Red Fluvial de Urdaibai). En todos los casos el acceso a la gestión se ha producido a través de la firma de acuerdos de cesión de uso en favor de la entidad.

6. EJECUCIÓN Y SEGUIMIENTO

La filosofía que sigue Lurgaia se basa en la búsqueda del equilibrio entre la restauración y la mínima intervención para conseguir ecosistemas primigenios sin ningún objetivo productivo. Para ello, se considera la parcela catastral sobre la que se ha llegado al acuerdo como una unidad de gestión, se encuentre o no dentro de RN2000.

En la mayoría de las ocasiones se trabaja en parcelas en las que se ha llevado a cabo una actividad forestal basada en el cultivo del pino o del eucalipto y se comienza la gestión una vez cosechada la masa. Ocasionalmente se presenta la oportunidad de asesorar a las empresas rematantes para que lleven a cabo una extracción de la madera más cuidadosa, llegando a veces a compensarles económicamente.

Lurgaia no lleva a cabo trabajos científicos de seguimiento, si bien se ha colaborado con la Universidad del País Vasco poniendo a su disposición los terrenos en custodia para que estudiantes de grado o posgrado realicen sus trabajos finales de carrera o tesis de máster.

La serie de acciones que se llevan a cabo al acceder a los terrenos bajo custodia son las siguientes:

- Restauración de pistas forestales de saca debido a las afecciones paisajísticas y ecológicas e hidromorfológicas que generan en ríos y arroyos (sobre todo, vectores de erosión y de sustitución de cauces originarios).
- Labores necesarias para la reforestación: preparación de terreno, que puede incluir el triturado de la madera, la plantación de árboles y arbustos (hasta 25 especies) y colocación de protectores para evitar pérdidas por la presencia de corzo (*Capreolus capreolus*). Desde estos estadios iniciales se pretende dar a la restauración un aspecto natural: no se planta en fila ni en otras formas geométricas y las especies se plantan aleatoriamente manteniendo unos criterios básicos de distancia entre plantones.
- En las acciones de reforestación siempre se emplean especies autóctonas y semillas y planta local; para ello se dispone de un vivero, que proporciona los plantones. En caso necesario, se compra planta a viveros comerciales con garantía de origen local.
- Combinación del trabajo voluntario (propio y corporativo) con la contratación de personal o empresas especializadas. Las actividades son abiertas a la sociedad y se llevan a cabo por voluntarios porque LURGAIA cree en la responsabilidad social en la conservación de la naturaleza.
- Labores de seguimiento: control de rebrote de eucalipto o control de Especies Exóticas Invasoras. No se llevan a cabo ningún tipo de labores silvícolas tales como desbroces, podas o claras.

REFERENCIAS

MAAMA. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2011). *Cuarto Inventario Forestal Nacional, Comunidad Autónoma del País Vasco/Euskadi*, 64 pp.

Consultora de Recursos Naturales, S.L. (2012). *Objetivos y medidas de conservación de la Red Natura 2000 en Urdaibai y San Juan de Gaztelugatxe*. Documento 1. Diagnóstico. Documento elaborado para la Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental del Departamento de Medio Ambiente,

planificación Territorial, Agricultura y Pesca (Gobierno Vasco).156 pp.

Ruiz Salgado, A. y Navarro Gómez, A. (2016). *Conservación privada y custodia de territorio. La implicación de la sociedad en la conservación de la naturaleza*. Asociación de Fundación para la Conservación de la Naturaleza y Fundación Biodiversidad. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Burgos. 24 pp.

PROGRAMA ADOPTA UN RÍO (AUR): PROYECTOS Y ACTUACIONES DE REHABILITACIÓN DEL MEDIO FLUVIAL ENDOBENTÓNICO Y EL HÁBITAT REPRODUCTIVO DE LA ICTIOFAUNA AUTÓCTONA

César Rodríguez¹, Javier Villanueva²

¹ AEMS-Ríos con Vida. Apdo. correos nº 19. 28680 San Martín de Valdeiglesias. aems@riosconvida.es

² AEMS-Ríos con Vida de Aragón



1. INTRODUCCIÓN

El Programa Adopta un Río (AUR) de AEMS-Ríos con Vida nació a principios de la década de los 90 con el objetivo de sensibilizar, formar e implicar a la población en la protección, cuidado y recuperación de los ríos. Partiendo del conocimiento del ecosistema, su funcionamiento, problemática y posibles soluciones, AUR es el paraguas que ha cobijado las principales iniciativas de sensibilización, educación y voluntariado ambiental desarrolladas por la Asociación desde hace más de 25 años en distintos ríos de nuestro país orientadas a la restauración y a la custodia fluvial.

Se resumen aquí los proyectos de voluntariado realizados en el marco de este Programa en los últimos años en espacios protegidos y lugares de la Red Natura 2000, concretamente en los tramos altos de las cuencas de los ríos Tajo (Guadalajara) y Guadalupe (Teruel) y centrados en la rehabilitación manual del bentos fluvial en zonas de desove de la trucha común autóctona (*Salmo trutta*).

2. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN

Estos proyectos persiguen objetivos de distinta naturaleza, la restauración fluvial y sensibilización social, y poseen distinta proyección temporal, a corto, medio y largo plazo. Por iniciativa de muy pocas personas se han realizado en zonas donde se contaba con voluntariado y/o alianzas locales. A partir de la información recogida por expertos y por organismos competentes, junto a la experiencia de observación de años a pie de río por el voluntariado local, se ha dispuesto de un diagnóstico de la problemática suficientemente nítida para definir posibles acciones de conservación y recuperación.

Se considera que la mejora del estado ecológico capaz de preservar y aumentar la resiliencia de la biota natural en estos hábitats fluviales, requiere un programa de acciones estructurales y coyunturales con objetivos interconectados. Un primer objetivo estructural sería reducir la fragmentación del hábitat, restaurando la conectividad fluvial mediante actuaciones administrativas aplicadas al conjunto del ecosistema fluvial afectado por barreras artificiales, mediante su desmantelamiento o permeabilización y la revisión y adaptación o caducidad de concesiones

de caudales y autorizaciones de vertidos, que deberían dar resultados a medio o largo plazo.

Un segundo objetivo, de tipo coyuntural, sería restaurar o mejorar un hábitat dañado o alterado que puede no ser restituido de forma natural en un tiempo razonable, con acciones directas para producir un resultado inmediato. Al ser recurrentes y desarrollarse con voluntariado, este tipo de actuaciones pueden cumplir importantes objetivos sociales entrelazados con los ambientales a lo largo de las sucesivas fases de ejecución del proyecto.

2.1. Objetivos Generales

Recuperar la estructura y funcionalidad natural del medio fluvial intersticial en áreas fluviales potencialmente idóneas para la freza de la trucha, permitiendo la recolonización natural por parte de los macroinvertebrados y el desove de los peces. De este modo se incrementará la capacidad de carga biológica tanto en términos de densidad como en biomasa.

Sensibilizar al conjunto de la ciudadanía e implicar a la población interesada y a la local en particular, en el cuidado, recuperación y aprovechamiento sostenible del río y sus recursos naturales asociados, difundiendo los resultados de la actividad hacia la sociedad en general.

2.2. Objetivos Específicos

Conocer y valorar el estado ecológico del medio fluvial, y particularmente de los mesohábitats acuáticos potencialmente más adecuados para la freza de los peces. Con este fin se ha de realizar un inventario exhaustivo de las zonas de freza de la trucha común disponibles en los tramos de estudio y actuación establecidos.

Rehabilitar el medio hiporreico del lecho fluvial en localidades seleccionadas potencialmente idóneas como hábitat de reproducción natural de la trucha común en dichos tramos.

Favorecer la participación y la implicación de la ciudadanía en general, y particularmente de la población local, en labores de voluntariado para la recuperación fluvial.

Demostrar y difundir a las administraciones competentes, a la sociedad en general y a la población local en particular, la eficacia y utilidad de estas actuaciones puntuales de rehabilitación o mejora del hábitat reproductivo de los peces.

La colmatación y compactación de los sustratos fluviales y la pérdida de capacidad de carga biológica asociada es un problema común en numerosos ríos de nuestro país, que se está viendo agudizado por efecto del Cambio Climático, especialmente en tramos regulados, en cuencas deforestadas, así como en las que, por geología, régimen e irregularidad hidrológica, muestran una especial propensión natural a padecerla.

La estrategia racional para abordar esta problemática pasaría en primer lugar por atacar las causas de fondo, al menos a la escala abordable. Así, por ejemplo, dentro del Parque Natural del Alto Tajo, las administraciones competentes han actuado en varios frentes, desde la restauración estructural en zonas afectadas por la minería del caolín y en cauces vertientes próximos, hasta acciones más coyunturales como el acondicionamiento manual de potenciales frezaderos de trucha localizados en esta zona fluvial (Confederación Hidrográfica del Tajo, 2009).

De hecho, en los últimos años distintas entidades públicas y privadas han llevado a cabo actuaciones de este tipo, desde administraciones medioambientales como el Gobierno de La Rioja -2012-, la misma Confederación Hidrográfica del Tajo, o el propio MAPAMA dentro del Proyecto en el río Unero financiado por el programa sobre Cambio Climático PIMA Adapta 2015; hasta ONGs activas en restauración fluvial como puede ser AEMS-Ríos con Vida.

La creación, regeneración o limpieza del hábitat de desove de los peces reófilos extrayendo limos, escombros o algas es una práctica de restauración fluvial consolidada en numerosos países avanzados (LandOwner Resource Centre, 1999). Estas prácticas permiten paliar la sedimentación en los tramos fluviales más productivos, aumentando las zonas de freza disponibles y mejorando la reproducción y el reclutamiento de las poblaciones, a la vez que potenciando la habitabilidad del medio intersticial para los organismos bentónicos. Asimismo, la extracción de sedimentos finos en graveras de freza consigue mejorar su permeabilidad y calidad, con efectos beneficiosos sobre la salud de los peces reproductores, reduciendo su estrés y desgaste físico, y evitándoles lesiones o heridas, lo cual minimiza la incidencia y propagación de determinadas patologías comunes como la *saprolegniosis*. Estudios de seguimiento exhaustivos realizados en España, por ejemplo, por el Gobierno de Aragón, muestran incrementos del reclutamiento y mejora de la población de trucha asociados a actuaciones de acondicionamiento de frezaderos en la propia cuenca alta del Guadalupe (Lapesa *et al.*, 2016).

Efectivamente, las técnicas de regeneración del hábitat intersticial y los lechos de desove de la trucha mediante remoción, picado o rastrillado manual del sustrato fluvial en superficies preferidas y utilizables por los salmónidos, pueden ser tan sencillas como eficaces, aunque sus resultados son temporalmente limitados, especialmente en zonas como el Alto Tajo o el Guadalupe, donde sería deseable

repetir las actuaciones de forma anual o bienal. Por lo demás, son medidas económicamente asequibles, muy indicadas para una ejecución participativa, y que además repercuten muy positivamente en la sensibilización y educación ambiental de la población ribereña, los pescadores y el conjunto de la ciudadanía (Schmidt y Otaola, 2002).

3. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

La acumulación de material fino y la incrustación de sustrato debido a la precipitación de carbonato de calcio son dos de los principales problemas que reducen la disponibilidad de hábitat de desove en los arroyos calizos de la Península Ibérica (Gortázar *et al.*, 2012). Estos problemas sin duda se están viendo agravados con el aumento de las temperaturas, la reducción de la frecuencia e intensidad de las aportaciones y especialmente con la progresiva disminución de las precipitaciones en forma de nieve en muchas zonas de España.

Esta tendencia se hace muy evidente en cabeceras kársticas del Sistema Ibérico como el Alto Tajo o el Guadalope, que muestran una fuerte reducción de las aportaciones y un cambio significativo en sus típicos regímenes pluvionivales en las últimas décadas. De los datos de aforos registrados en el Alto Tajo –EA 3001- se desprende que la aportación media anual se ha reducido en más del 30% en los últimos 60 años. Un patrón muy similar al que presentan los datos de aforo en la cola del embalse de Santolea, en una subcuenca vertiente al Ebro, pero también en pleno Sistema Ibérico, como es la del río Guadalope (Figura 1).

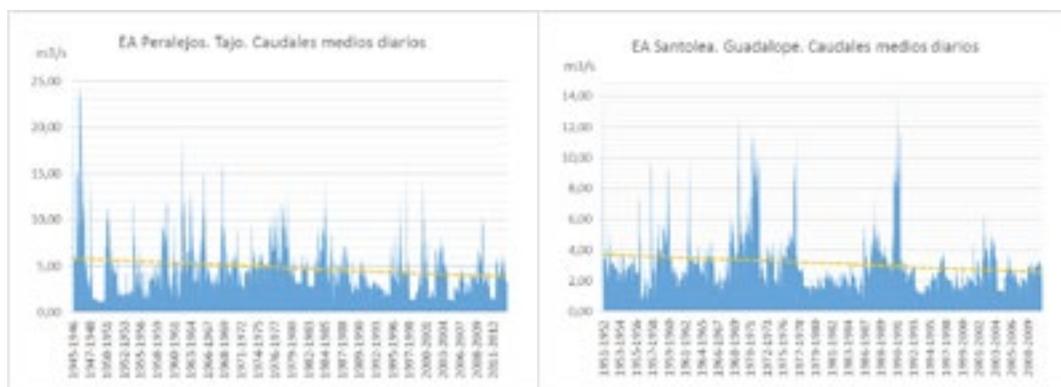


Figura 1. Series de datos de caudales medios diarios y líneas de tendencia, registrados en las estaciones de aforo de Peralejos de las Truchas (Guadalajara) y Santolea (Teruel) en los ríos Tajo y Guadalope, respectivamente (Fuente: Anuario Aforos MAPAMA: <http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/sistema-informacion-anuario-aforos/>)

Más llamativa si cabe es la disminución de la magnitud y frecuencia de las avenidas registrada en la serie de caudales máximos clasificados, por ejemplo, en el Alto Tajo (Qc, Figura 2). En estas altas y frías cabeceras fluviales, las mayores crecidas solían producirse al juntarse el deshielo de la nieve acumulada con elevadas precipitaciones, generalmente a finales del invierno o comienzos de la primavera, con una recurrencia de 4 o 5 años, y puntas de caudal circulante superiores a 80 m³/s. Las últimas grandes avenidas en el Alto Tajo se produjeron a finales de la década de los años 90 y principios de los 2000, con caudales máximos instantáneos superiores a 250 m³/s tras un período de escasez de más de una década, desde principios de los años 80 hasta la prolongada sequía de los primeros 90, cuando los caudales máximos medios diarios nunca llegaron a superar los 80 m³/s. En los últimos 8 años y hasta 2014 en el Alto Tajo solo se ha registrado una crecida por encima de 100 m³/s.



Figura 2. Serie de caudales máximos diarios (Qc) y máximos instantáneos (Qci) registrados en la Estación de Aforos 3001 de la CHT desde mitad de los años 40 hasta 2014 (Fuente: Anuario Aforos MAPAMA <http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/sistema-informacion-anuario-aforos/>).

Se ha comprobado que determinadas puntas de caudal en ciertas épocas y años puntualmente pueden arrastrar los huevos, larvas o alevines de los peces reduciendo su supervivencia. Asimismo, caudales excesivamente bajos en la época de desove pueden perjudicar la reproducción de los salmónidos hasta el punto de reducir o incluso anular cualquier reclutamiento y renovación poblacional (Nicola *et al.*, 2009) del mismo modo que estiajes más recurrentes pueden restar hábitat disponible para los alevines y disminuir la población (Moore y Gregory, 1988).

La reducción y los cambios en el régimen de precipitaciones prolongan y agudizan las sequías, y reducen la recurrencia y magnitud de las avenidas capaces de mover los sedimentos y regenerar el hábitat bentónico. Además, estas condiciones favorecen el precipitado de los carbonatos disueltos en estas aguas calizas, consolidando los procesos de sedimentación, compactación y petrificación del sustrato. Se entiende que la consecuente reducción o deterioro del hábitat fluvial hiporreico supone un importante cuello de botella para la biota acuática, que ocasiona la disminución de poblaciones de macroinvertebrados, del hábitat de desove y de los recursos tróficos de los peces, afectando a su reproducción y reclutamiento y al crecimiento de las poblaciones (Lapesa *et al.*, 2016).

De hecho, durante el largo período de sequía registrado en el Alto Tajo en la primera mitad de los años 90, con precipitaciones llamativamente escasas y ausencia de avenidas, se pudo constatar la casi total escasez de reclutamiento y un envejecimiento de la población truchera, muy probablemente debidos a la baja disponibilidad de frezaderos. Además, en esa época los pescadores conocedores de la zona se extrañaban de la escasez de eclosiones de macroinvertebrados, lo cual también indicaría la disminución del hábitat endobentónico debida a la colmatación y compactación del sustrato fluvial.

Por otra parte, este deterioro del medio intersticial puede aliarse con otros problemas comunes en estas zonas altas de los ríos en perjuicio de los peces, como la fragmentación y/o alteración de la continuidad ecológica por presas y minicentrales hidroeléctricas que limitan sus movimientos y migraciones. Además, ocasionan otros impactos sobre sus poblaciones, como son la reducción de la productividad en los tramos explotados, tanto por la escasez de caudal circulante como por la brusca variación diaria del régimen aguas abajo de tomas y socaces (Almodóvar y Nicola, 1999). De hecho, las presas de las tres minicentrales instaladas en el Alto Tajo son barreras infranqueables para la ictiofauna que fragmentan la población truchera e impiden el acceso de los adultos reproductores a las mejores zonas de desove, particularmente al río Hozseca. Igual ocurre en la cuenca del Guadalupe donde, además de las tres grandes presas en el curso medio, hay al menos una veintena de presas o azudes menores en el tramo alto que obstaculizan las migraciones y el acceso del conjunto de la población reproductora a los mejores frezaderos.

Se entiende que actuaciones coyunturales paliativas como las desarrolladas en estos proyectos son aún más necesarias y oportunas en estas situaciones de fragmentación del hábitat que, por lo demás, requieren medidas estructurales: la permeabilización de las presas y la adecuación ambiental del régimen de explotación, o incluso la extinción anticipada y el definitivo desmantelamiento de las infraestructuras.

4. CONDICIÓN DE REFERENCIA E IMAGEN OBJETIVO

La referencia e imagen objetivo de los proyectos serían los tramos fluviales con disponibilidad de hábitat para la freza de los peces y el desarrollo de comunidades diversas de macroinvertebrados, con substratos de granulometría variada, con una conectividad vertical no intercedida y un hiporreos activo y no colmatado. Asimismo, desde el punto de vista de la zonificación y la conectividad longitudinal, la imagen objetivo correspondería con ríos de cabecera no regulados ni fragmentados por presas o derivaciones.

La desviación respecto a dicha imagen se mediría a través de bioindicadores relevantes de la disponibilidad y estado del hábitat acuático intersticial, como son los macroinvertebrados y los peces. Las actuaciones a realizar tratarían de incrementar o mantener la capacidad de carga potencial del ecosistema, aumentando la cantidad y calidad del hábitat endobentónico disponible, favoreciendo la eficiencia del desove, reduciendo la competencia sexual y el solapamiento de nidos entre peces reproductores. Al mismo tiempo se beneficiaría la abundancia y diversidad del bentos y, por tanto, los recursos tróficos de los peces, contribuyendo a la renovación, crecimiento y equilibrio de las poblaciones.

Las mejores zonas de freza para los peces reófilos suelen ser escasas y concentradas en sectores y tramos fluviales bastante concretos, especialmente en conos de afluencia de cauces menores a los ejes fluviales principales o en los propios afluentes de cabecera. Las zonas potencialmente más adecuadas generalmente se localizan en la cola de los pozos o remansos con corriente y profundidad moderada -generalmente menos de 30 cm- (García de Jalón, 1992), sobre depósitos permeables de gravas y gravillas de tamaño medio a pequeño -8 a 2 cm-, que suelen presentar una elevada productividad primaria (Campbell, 1977). Un frezadero activo se distingue como un área continua de gravas removidas, con forma ovalada, una longitud de al menos 0,5 m, limpia de *perifiton* y generalmente más clara que su entorno, que suele presentar un hoyo aguas arriba y un amontonamiento aguas abajo (Grost *et al.*, 1991).

Las truchas generalmente prefieren situar sus nidos sobre substratos activos con mayor capacidad para mantener un flujo de caudal entre la grava (Vaux, 1968; Gortázar *et al.*, 2007). Índices como el de Lotspeich y Everst (1981) evalúan la idoneidad de los frezaderos midiendo el tamaño de los intersticios y la permeabilidad relativa en el medio endobentónico. La amplitud potencial de los desplazamientos reproductivos de las truchas sedentarias depende de la disponibilidad y adecuación de los frezaderos existentes. La presencia de frezaderos de buena calidad puede variar mucho según ríos y tramos, pero los estudios realizados indican que en ejes fluviales principales frecuentemente no es elevada. Por ejemplo, en un

curso silíceo como el Miño, se encontraban en una proporción inferior al 20% del total de frezaderos existentes (Rivas *et al.*, 2010).

5. ACTUACIONES REALIZADAS

Desde principios de los años 90, dentro del Programa Adopta Un Río (AUR), se han realizado más de 120 actuaciones de restauración con voluntariado en los ríos Luna, Órbigo, Porma y Tuerto (León), Ebrón y Palancia (Valencia y Castellón), Alto Tajo (Guadalajara) y Guadalupe (Teruel). Estas han consistido en la colocación de deflectores u otros dispositivos de corriente -dust- para incrementar la heterogeneidad del hábitat en tramos alterados; la protección de márgenes erosionadas mediante técnicas de bioingeniería; y la propia rehabilitación o mejora del medio bentónico y los frezaderos que, de hecho, supone más del 75% del total de actuaciones ejecutadas. Estos proyectos generalmente han contado con algún apoyo de programas o instituciones públicas y privadas -Junta de Castilla y León, Junta de Comunidades de Castilla-la Mancha, el Programa de Educación Ambiental y Voluntariado en Ríos del MAPAMA, Programa VOLCAM de la extinta CAM¹, la Asociación para el Desarrollo del Maestrazgo (ADEMA) y la Fundación Tides-Patagonia.

Los proyectos en Alto Tajo y Guadalupe se radican en zonas en un estado de conservación más que notable, dentro de espacios protegidos o lugares de la Red Natura 2000, en masas de agua en estado ecológico *bueno* o *muy bueno*, y en zonas rurales muy aisladas y despobladas. No es casualidad que los voluntarios participantes en las actividades hayan sido en una gran mayoría de origen urbano, junto a algunos voluntarios locales interesados que, sin embargo, constituyen una fracción esencial en el desarrollo y continuidad de estos proyectos.

Se puede pensar si no sería mejor llevar a los voluntarios a ayudar en la recuperación ambiental de zonas degradadas. Pero un objetivo principal en estos programas es concienciar y sensibilizar y, en este caso, el aislamiento de la *civilización*, la majestuosidad del paisaje y la intuida cercanía de la vida salvaje suscita primero la admiración y curiosidad del voluntariado, y luego una conciencia y aprecio profundos que, unidos al compañerismo, le proporcionan el mejor ánimo y disposición para implicarse en la actividad. A su vez, el voluntariado local, al tiempo que valora el interés y la implicación del *urbanita*, adquiere un conocimiento y una perspectiva distinta y renovada sobre su propio entorno que le permite apreciarlo más y mejor.

1 Caja de Ahorros del Mediterráneo

Estos proyectos AUR se articulan en una secuencia de actividades a desarrollar bien con voluntarios adscritos a la organización, o bien de forma abierta al voluntariado en general, siguiendo criterios y códigos de buenas prácticas bien definidos y reconocidos (WWF y MMA, 2007). Persiguiendo la mayor y más incipiente implicación y participación posible, la gestión del voluntariado comporta sucesivas fases: información, captación, formación, capacitación, ejecución, reconocimiento y desvinculación de los voluntarios; o bien la inscripción permanente en una lista de voluntarios que pueden participar de forma más o menos continua en las actividades de la organización.

De acuerdo a la metodología AUR, estos proyectos en los ríos Tajo y Guadalupe comenzaron con un estudio-diagnóstico específico dirigido por personal técnico, incluyendo la formación, capacitación y motivación de algunos voluntarios adscritos a la organización y más implicados en el proyecto, conteniendo las tareas siguientes:

- 1. Documentación previa:** se recaba información bibliográfica y de cualquier fuente relevante: consultas a técnicos de las administraciones competentes, agentes medioambientales, afiliados locales, colectivos de pescadores conocedores de la zona, etc.
- 2. Identificación y selección de puntos de actuación:** se localizan, identifican, caracterizan y seleccionan los posibles puntos de actuación a partir de toda la información que pueda existir sobre la freza en la zona en años anteriores, y luego mediante sucesivas visitas, antes y durante la propia época de desove, para detectar actividad reproductiva y frezaderos activos u ocupados; o bien sobre las zonas que por ubicación y características de profundidad, granulometría y velocidad de la corriente parecen más adecuadas para albergarlos.

Estas actividades generalmente incluyen:

- Caracterización física de los puntos de actuación: se miden y anotan en un estadillo los principales datos del hábitat: orillas, profundidad, velocidad de la corriente², tipo de sustrato y cobertura, grado de colmatación y/o compactación del lecho, estimación de superficies y mapeo o croquis de los frezaderos ocupados u observados.
- Muestras de bioindicadores: muestras cualitativas y/o cuantitativas³ de la comunidad macrobentónica en puntos de actuación y de control.

2 Tomada con corrientímetro tipo *Flow-Probe*.

3 Muestras cualitativas mediante nasas y coladores. Muestras cuantitativas mediante cilindro de Neil ($r = 0,20$ m).

- Estado de riberas: aplicación del índice QBR (Munne *et al.*, 1998) o similar en campo, para evaluar el estado de conservación de la vegetación riparia en distintas zonas de actuación.
- Análisis e interpretación: procesada toda la información, se determinan posibles zonas de actuación prioritaria, se organizan los recursos y se fija el plan de acción.
- Difusión y captación: arranca con el lanzamiento del programa general de actividades a través de los medios y redes de comunicación de la Asociación, que pone en marcha la campaña de captación e inscripción del voluntariado interesado en la denominada *Bolsa de Voluntari@s*.

3. Programa general de actividades con voluntariado:

- Sesión de formación: incluye bienvenida al voluntariado participante y sesión técnica de sensibilización y formación abierta también a otros interesados locales, sociedades de pescadores, ecologistas o naturalistas, etc.
- Jornadas de actuación: rehabilitación de las zonas seleccionadas con los voluntarios. Pueden incluir muestreos del macrobentos previos al rastrillado.
- Jornadas de seguimiento: con grupos de voluntarios más reducidos, pueden realizarse en torno diciembre para seguir la actividad reproductiva de los salmónidos o avanzada la primavera si se muestrean macrobentos.
- Difusión de resultados: eventos de presentación y exposición de los resultados, con distribución de documentación, visionado de reportajes de actividades realizadas, etc., además de la comunicación al voluntariado y a la sociedad en general mediante medios y redes de la organización.

Las actuaciones en los frezaderos se programan según la fenología de los peces, anticipándose al establecimiento de los territorios de desove en cada zona. En estas cabeceras fluviales se estima principios de noviembre como fechas límite para realizarlas sin importunar la actividad reproductiva de las truchas. Dada la magnitud del problema de colmatación y compactación y la rapidez con que se reproduce, estos proyectos concentran el esfuerzo en frezaderos previamente identificados –Guadalopec-, o bien, si no se tienen localizados, en los mesohábitats y puntos potencialmente más idóneos como camas de desove –Alto Tajo- seleccionando superficies de actuación y áreas de control que no se rastrillan y servirán como testigos para el seguimiento y evaluación de resultados.

La rehabilitación consiste en remover las gravas en un perfil variable según el espesor natural del depósito –generalmente de 10 a 20 cm- manteniendo sus formas y volúmenes iniciales. En lechos muy compactados como los que abundan en los cursos principales de los ríos Tajo y Guadalupe, puede ser necesario utilizar herramientas pesadas para remover los guijarros, incluso picos o barrenas, mientras que en fondos menos cohesionados –como sucede en el río Pitarque, afluente del alto Guadalupe- pueden bastar rastrillos y pies para remover las gravas y, con ayuda de la corriente, extraer los finos que volverán a deponerse en zonas lentas o embalsadas aguas abajo.

6. EJECUCIÓN Y SEGUIMIENTO

A continuación, se describen las actividades realizadas dentro de estos dos proyectos enmarcados en el Programa AUR y ejecutados entre 2008 y 2016. El *Proyecto de rehabilitación de frezaderos de la trucha común en el Alto Tajo* se desarrolló entre 2008 y 2010 en colaboración con el Plan de Gestión de la Ictiofauna desarrollado por el Parque Natural y con apoyo en el denominado Programa de Voluntariado dentro de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR), prolongándose durante el año siguiente ya solo con recursos propios de la organización⁴. La Tabla 1 refleja todas las actividades realizadas y algunos resultados del Proyecto:

4 Reportaje audiovisual del Proyecto y las actividades realizadas: <https://youtu.be/OPyA5VKVgsk>

Tabla 1. Resultados de las actuaciones del Proyecto de rehabilitación de frezaderos de la trucha común en el Alto Tajo (2008-2010).

ACTIVIDADES 2008/2010: RESULTADOS										
COD	RÍO	X (ED50)	Y (ED50)	ACT	FECHA	A/ACT	A/CONT	Nº	H	REND/H
PA-0	Hozseca	0595120	4487704	V	31-10-08					
PA-1	Hozseca	0594457	4487494	MD	31-10-08					
PA-2	Tajo	0588304	4495771	MD	VARIAS					
T-1	Tajo	0590801	4494334	L/A/S	16-11-08	32,00	6,00	8,00	1,00	4,00
T-2	Tajo	0590723	4494328	L/A/S	16-11-08	82,00	10,00	10,00	1,50	5,47
T-3	Tajo	0589158	4495094	L/A	16-11-08	65,00	8,00	10,00	1,00	6,50
T-4	Tajo	0588907	4495069	L/A	15-11-08	70,00	10,00	8,00	1,00	8,75
T-5	Tajo	0588450	4495285	L/A	15-11-08	18,00	5,00	8,00	1,00	2,25
T-6	Tajo	0587902	4496323	L/A/S	15-11-08	165,00	30,00	10,00	1,00	16,50
36	Tajo	590466	4494462							
35	Tajo	590430	4494479							
34	Tajo	590335	4494505							
32	Tajo	590185	4494626	L/A	01-11-09	22,00	4,50	1,00	1,00	22,00
31	Tajo	590043	4494728							
30	Tajo	589910	4494734	L/A	01-11-09	120,00	4,50	8,00	1,00	15,00
29	Tajo	589796	4494804	L/A	01-11-09	5,00	0,00	6,00	0,50	1,67
28	Tajo	589722	4494911	L/A	01-11-09	48,00	0,00	8,00	1,00	6,00
27	Tajo	589679	4495001	L/A	01-11-09	10,00	7,50	8,00	0,50	2,50
26	Tajo	589534	4495050							
25	Tajo	580709	4504438							
24	Tajo	576845	4511390							
23	Tajo	575317	4513701	L/A	31-11-09	144,00	16,00	8,00	1,50	12,00
20	Tajo	575160	4513721	L/A	31-11-09	18,00	9,00	8,00	1,00	2,25
19	Tajo	575031	4513818	L/A	31-11-09	40,00	2,00	6,00	0,50	13,33
18	Tajo	575160	4514146	L/A	31-11-09	100,00	0,00	8,00	1,00	12,50
16	Tajo	573885	4515189	L/A	31-11-09		32,50			
15B	Tajo	573605	4515269	L/A	31-11-09	128,60	18,40	10,00	2,00	6,43
15A	Tajo	573605	4515269	L/A	31-11-09	96,00	30,00	8,00	1,00	12,00
T-1a	Tajo	0590801	4494334	A	14-11-10	35,00		4,00	1,50	5,83
T-1b	Tajo	0590801	4494334	A	14-11-10	7,00		4,00	1,00	1,75
T-2	Tajo	0590723	4494328	A	14-11-10	35,00		6,00	1,00	5,83
19	Tajo	575031	4513818	A	13-11-10	63,00		6,00	1,00	10,50
15B	Tajo	573605	4515269	A	13-11-10	100,00		6,00	2,50	6,67
15A2	Tajo	573605	4515269	A	13-11-10	10,00		5,00	1,00	2,00
15A1	Tajo	573605	4515269	A	13-11-10	25,00		5,00	1,50	3,33
TOTAL						1438,60	193,40	169,00	27,00	7,71

(**COD:** Código de punto; **ACT:** actuación, **MD:** muestreos didácticos; **L:** localización; **A:** actuación; **S:** seguimiento **V:** Visita y explicación, **A/ACT:** área de actuación; **A/CONT:** área de control; **REND/H:** superficie trabajada por operario y hora; **H:** horas invertidas; **Nº:** número de voluntarios participantes; **Unidades:** área o superficie en m²) (Fuente: elaboración propia)

En los tres años de ejecución del Proyecto se realizaron 6 jornadas de actuación, abarcando un total de 17 puntos seleccionados aguas arriba del Puente de San Pedro (Poveda de la Sierra y Peralejos de las Truchas) (Figura 3). Se removió una superficie total aproximada de 1.438 m² de lecho fluvial, dejando sin remover 193 m² de áreas de control. Se invirtieron un total de 27 horas, por un número acumulado de 169 voluntarios, con un esfuerzo estimado de 7,71 m² de sustrato removido por cada persona y hora.



Figura 3. Actuaciones de rehabilitación del medio endobentónico realizadas en el Proyecto de rehabilitación de frezaderos en el Alto Tajo en 2008 y 2009. (Fuente: archivo AEMS-Ríos con vida).

A su vez, en los últimos 5 años se ha llevado a cabo el *Proyecto de rehabilitación de frezaderos de la trucha común en el río Guadalope (Teruel)*. Desde 2012 se ha trabajado en estrecha alianza con ADEMA en el marco del Convenio de colaboración suscrito con dicha entidad de desarrollo local para fomentar la Custodia Fluvial y la mejora del estado ecológico de los ríos Guadalope y Pitarque (Tabla 2). Desde 2014 por iniciativa de unos pocos voluntarios locales adscritos a la organización y con sus propios recursos prosiguen las actuaciones de mantenimiento en la misma red de puntos establecida. En 2016, gracias a la beca ambiental concedida por la Fundación Tides-Patagonia es posible reunir un grupo de voluntariado mucho mayor, lo que permite sistematizar y ampliar las actuaciones. Este año también, de la mano de ADEMA se suma la colaboración de voluntarios de la Agrupación Turolese de discapacidad intelectual (ATADI) como gran valor añadido de innovación e inclusión social⁵.

5 Reportaje audiovisual del proyecto y las actividades realizadas: <https://youtu.be/64HMLcTrJy8>

Tabla 2. Resultados de las actuaciones del Proyecto de rehabilitación de frezaderos de la trucha común realizadas en los ríos Guadalope y Pitarque en 2016.

PUNTOS DE ACTUACIÓN Y ACTIVIDADES 2016									
COD	RÍO	FECHA	X	Y	ACT	A/ACT	Nº	H	REND/H
1	Guadalope	22-10-16	708434	4506133	A/S/V	20,00	10,00	3,00	6,67
2	Guadalope	22-10-16	707895	4506178	A/S	7,50	3,00	1,00	7,50
3	Guadalope	22-10-16	707850	4506383	A/S	8,00	4,00	1,00	8,00
4	Guadalope	22-10-16	707697	4506304	A/S	6,00	3,00	1,50	4,00
5	Guadalope	22-10-16	707638	4506242	A/S	25,00	8,00	3,00	8,33
6	Guadalope	22-10-16	707501	4506282	A/S/V	12,50	8,00	3,00	4,17
7	Guadalope	22-10-16	707429	456349	A/S	6,00	4,00	1,00	6,00
8	Guadalope	22-10-16	707198	4506205	A/S	15,00	5,00	1,50	10,00
9	Pitarque	23-10-16	4506116	0707157	L/A	25,00	8,00	2,50	10,00
10	Pitarque	23-10-16	4505741	0707433	L/A	6,00	8,00	2,00	3,00
11	Pitarque	23-10-16	707684	4505583	A/S	15,00	4,00	1,50	10,00
12	Pitarque	23-10-16	707618	4505527	A/S	3,30	4,00	1,50	2,20
13	Pitarque	23-10-16	704232	4503122	A/S/V	12,00	4,00	3,00	4,00
14	Pitarque	23-10-16	703968	4502630	A/S/V	20,00	7,00	2,00	10,00
15	Pitarque	23-10-16	703560	4502033	A	9,00	3,00	1,50	6,00
TOTAL						190,30	83,00	29,00	6,66

(**COD:** Código de punto; **L:** localización; **A:** actuación; **S:** seguimiento **V:** Visita y explicación; **ACT:** actuación; **A/ACT:** área de actuación; **Nº:** Número de participantes; **H:** horas invertidas; **REND/H:** superficie trabajada por operario y hora; **Unidades: Coordenadas:** UTM; **Datum:** WGS84; **Área o superficie:** m²). (Fuente: Elaboración propia).

En 2016 se realizaron dos jornadas de actuación con voluntariado, abarcando un total de 15 localidades seleccionadas en el Guadalope (Figura 4) y en su afluente Pitarque, removiendo un total de 190,30 m² de lecho fluvial seleccionado entre un número acumulado de 83 voluntarios en 29 horas de trabajo, con un rendimiento aproximado de 6,66 m² de sustrato removido por cada voluntario y hora.



Figura 4. Puntos de actuación antes (izqda.) y después (dcha.) de la intervención dentro del Proyecto de rehabilitación de frezaderos desarrollado en el río Guadalope en 2016. (Fuente: archivo AEMS-Ríos con vida).

Seguimiento

Primero se valora la selección y uso de los frezaderos tras la rehabilitación, visitando las zonas de actuación para localizar y censar peces reproductores en desove, realizando conteos y mapas de ocupación de las zonas removidas y puntos de control. Dentro del Proyecto del Alto Tajo no se pudieron realizar este seguimiento programado en diciembre de 2008 debido al fuerte temporal, pero en mayo de 2009 se realizó otro seguimiento para valorar el reclutamiento de la trucha y el grado de recuperación del medio hiporreico mediante muestreos cualitativos y cuantitativos de huevos, alevines vesiculados y/o jaramugos, o bien del macrobentos, en áreas removidas y puntos de control.

El reclutamiento de la trucha se constató solo de forma cualitativa, capturando un alevín vesiculado y varios jaramugos de unos 3 cm de longitud en tres puntos rastreados y muestreados. Los muestreos cuantitativos del macrobentos mostraron una densidad de organismos significativamente mayor en las zonas rastreadas respecto de los puntos de control -sobre el 25%-. Se puede observar también que en la superficie de control o testigo aparecen algunos taxones más, aunque fue tan escaso el número de individuos encontrados que la mayor puntuación que

obtiene esta superficie en los índices IBMWP, IASPT y NFMP⁶ (Alba-Tercedor *et al.*, 2004) no se considera significativa (Tabla 3). Estos resultados parecen indicar que las actuaciones realizadas tuvieron un efecto positivo de rehabilitación del medio intersticial, aunque sería necesario un seguimiento más prolongado y continuo de estos indicadores para poder aseverarlo.

Tabla 3. Resultados de los muestreos cuantitativos del macrobentos realizados en 2009 dentro del seguimiento de las actuaciones del Proyecto de rehabilitación de frezaderos de la trucha común en el Alto Tajo.

ESTACIÓN: T-1. Superficie testigo			
Familia	Nº indv.	Nº indv/m ²	Valor IBMWP
Heptageniidae	4	20,37	10
Leuctridae	287	1.461,68	10
Perilidae	1	5,09	10
Perlodidae	4	20,37	10
Potamanthidae	8	40,74	10
Sericostomatidae	14	71,30	10
Gomphidae	2	10,19	8
Philopotamidae	1	5,09	8
Ephemerillidae	232	1.181,56	7
Polycentropodidae	1	5,09	7
Rhyacophilidae	1	5,09	7
Hydroptilidae	3	15,28	6
Elmidae	448	2.281,64	5
Hydropsychidae	1	5,09	5
Baetidae	13	66,21	4
Ceratopogonidae	6	30,56	4
Empididae	6	30,56	4
Hidracarina	25	127,32	4
Stratomyidae	26	132,42	4
Bythinellidae	5	25,46	3
Gyrinidae	5	25,46	3
Helodidae	11	56,02	3
Lymnaeidae	5	25,46	3
Ostracoda	10	50,93	3
Chironomidae	138	702,83	2
TOTAL	1.257	6.401,83	150
Superficie muestreada	0,20	Nº Fam= 25	
IASPT	6,00	NFMP= 6	
Estado Ecológico	Muy Bueno		
Clase	I		
Significado	Curso de agua no contaminado o no alterado de modo sensible		

NFMP: número de familias con máxima puntuación en el IBMWP.

ESTACIÓN: T-1. Superficie trabajada			
Familia	Nº indv.	Nº indv/m ²	Valor IBMWP
Heptageniidae	14	35,65	10
Leuctridae	1.528	3.891,01	10
Perilidae	8	20,37	10
Potamanthidae	24	61,12	10
Sericostomatidae	2	5,09	10
Philopotamidae	1	2,55	8
Ephemerillidae	454	1.156,10	7
Limnephilidae	1	2,55	7
Elmidae	490	1.247,77	5
Hydropsychidae	5	12,73	5
Simuliidae	2	5,09	5
Baetidae	121	308,12	4
Ceratopogonidae	13	33,10	4
Hidracarina	6	15,28	4
Stratomyidae	17	43,29	4
Bythinellidae	1	2,55	3
Gyrinidae	5	12,73	3
Helodidae	11	28,01	3
Lymnaeidae	1	2,55	3
Chironomidae	641	1.632,29	2
TOTAL	3.345	8.517,95	117
Superficie muestreada	0,39	Nº Fam= 20	
IASPT	5,85	NFMP= 5	
Estado Ecológico	Muy Bueno		
Clase	I		
Significado	Curso de agua no contaminado o no alterado de modo sensible		

NFMP: número de familias con máxima puntuación en el IBMWP.

Por otro lado, en el Proyecto en el Alto Tajo también se evaluaron los resultados sociales a través de una encuesta a los voluntarios, que expresaron un alto grado de satisfacción sobre la experiencia y las actividades realizadas (Tabla 4).

⁶ Iberian Bio-Monitoring Working Party (IBMWP), Average Score per Taxon (ASPT), Número de Familias con Máxima Puntuación en IBMWP (NFMP).

Tabla 4. Resultado del cuestionario de valoración del voluntariado (2008/2009).

La muestra fue de 49 voluntarios.

	SÍ			NO	
1. ¿Es la primera vez que participas en actividades de voluntariado en ríos?	75,51			24,49	
	1	2	3	4	5
2. ¿En qué medida se han cumplido tus expectativas iniciales respecto a las actividades?	0,00	2,04	16,33	42,86	38,78
3. ¿Cómo valorarías las actividades en las que has participado?	1,36	2,72	9,52	33,33	35,37
Sesión de formación	0,00	0,00	6,12	42,86	32,65
Muestreos y prácticas calidad del medio acuático	0,00	8,16	12,24	38,78	34,69
Limpieza de frezaderos	4,08	0,00	10,20	18,37	38,78
	SÍ			NO	
4. ¿Modificarías algo de las actividades?	32,65			55,10	
	formación	muestreos		rastrillado	
5. Actividad más interesante	2,04	32,65		24,49	
	1	2	3	4	5
7. ¿Cómo valoras la relación con el resto de compañeros voluntarios?	0,00	0,00	2,04	16,33	81,63
8. ¿Qué opinión te merece la actuación de los coordinadores o monitores?	0,00	0,00	6,12	14,29	77,55
9. Globalmente, el proyecto y sus actividades te parecen:	0,00	0,00	2,04	32,65	65,31

(Puntuación: 1: Muy mal; 2: Mal; 3: Regular; 4: Bien; 5: Muy bien.

Leyenda: MUESTRA: número de encuestas Unidades: resultados en porcentaje (%)).

A su vez, en el Proyecto del Guadalope se han venido realizando seguimientos cualitativos del desove de la trucha, con visitas regulares de puntos de actuación y control en la época de freza por parte del voluntariado local, donde se ha podido constatar de forma clara y recurrente la preferencia de los peces reproductores por las áreas removidas.

Por lo demás, este Proyecto también está dando resultados positivos desde el punto de vista social, suscitando un creciente interés y motivación de la ciudadanía y las entidades locales. Se espera que la labor de sensibilización y formación de los pescadores recreativos que se ha venido realizando contribuya a su concienciación y a la adopción de buenas prácticas en la pesca, así como a la captación e implicación de voluntariado local, siempre difícil en una zona rural aislada, despoblada y envejecida.

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora-Múñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP antes BMWP. *Limnetica*, 21 (3-4): 175-185.
- Almodóvar, A. y Nicola, G.G. (1999). Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation. *Regulated Rivers, Research and Management*, 15(5): 477-484.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G.G. y Elvira, B. (2009). Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River Research and Applications*, 25(8): 1051-1065.
- Campbell, J.S. (1977). Spawning characteristics of brown trout and sea trout *Salmo trutta* L. in Kirk Burn, River Tweed, Scotland. *Journal of Fish Biology*, 11(3): 217-229.
- Confederación Hidrográfica del Tajo. (2009). *Mejora del estado ecológico del río Tajo y afluentes afectados por vertidos de caolín*. TT.MM. de Poveda de la Sierra y Peñalén (Guadalajara) localización de áreas potenciales de freza. Informe Extraordinario. 35 pp.
- García de Jalón, D. (1992). Dinámica de las poblaciones piscícolas en los ríos de montaña ibéricos. *Ecología*, 6: 281-296.
- Hunt, R.L. (1993). *Trout Stream Therapy*. University of Wisconsin Press. 4 pp.
- Gortázar, J., García de Jalón, D., Alonso-González, C., Vizcaíno, P., Baeza, D. y Marchamalo, M. (2007). Spawning period of a southern brown trout population in a highly unpredictable stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(4): 515-527.
- Gortázar, J., Alonso, C. y García de Jalón, D. (2012). Brown trout redd superimposition in relation to spawning habitat availability. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(2): 283-292.
- Gobierno de La Rioja. (2012). *Ríos acogedores. Actuaciones para la mejora del hábitat fluvial*. Páginas de Información Ambiental, Nº 38. pp. 20-23.
- LandOwner Resource Centre. (1999). *Extension notes. Improving Fish Habitat*. Canadian Wildlife Service Ontario Ministry of Natural Resources.
- Lapesa, S., Ginés, E., González, J. M. y Cáncer, J. (2010). *Seguimiento de frezaderos de trucha común (Salmo trutta) en la provincia de Teruel*. Sociedad de Desarrollo Medio Ambiental de Aragón (S.A.), Gobierno de Aragón, España. Available at: <http://www.aragon.es/Temas/MedioAmbiente> (accessed on 28 May 2016).
- Lapesa, S., Ginés, E. y González, J. M. (2016). Brown trout (*Salmo trutta*, Linnaeus, 1758) spawning habitat improvement in the Ebro River Basin (eastern Spain). *Journal of Applied Ichthyology*, 32(1): 171-179.
- López, A. y Schmidt, G. 2009. Los beneficios de proyectos participativos de restauración fluvial. *Ríos con Vida*, 83: 11-13.
- Lotspeich, F.B. y Everst, F.H. (1981). *A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel*. Ed. U.S. Department. Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Research Note PNW-369.
- Moore, K.M.S. y Gregory, S.V. (1988). Summer habitat utilization & ecology of cutthroat trout fry (*Salmo clarki*) in Cascade Mountain streams. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 45(11): 1921-1930.
- Munné, A., Solà, C. y Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Nicola, G.G., Almodóvar, A. y Elvira, B. (2009). Influence of hydrologic attributes on brown trout recruitment in low-latitude range margins. *Oecologia*, 160(3): 515-524.
- Riva, S., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. y Cobo, F. (2010). *Batimetría y granulometría del río Miño desde A Frieira hasta Tui*. V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho. http://www.academia.edu/17473196/Batimetr%C3%ADa_y_granulometr%C3%ADa_del_r%C3%ADo_Mi%C3%B1o_desde_Frieira_hasta_Tui
- Rodríguez, C. (2008). Voluntari@s en el Alto Tajo. *Ríos con Vida*, 82: 37-50.
- Rodríguez, C. y Alonso, E. (2009). Programa de Educación Ambiental y Voluntariado en Ríos. Rehabilitación de frezaderos en el Alto Tajo. *Ríos con Vida*, 83: 43-50.

- Rodríguez, C. (2009). *Voluntari@s por el Alto Tajo. Memoria Divulgativa 2008/2009: Rehabilitación de frezaderos de la trucha común (Salmo trutta) en el Alto Tajo*. AEMS-Ríos con Vida.
- Rodríguez, C. (2010). Rehabilitación de frezaderos en el Alto Tajo. Últimas actividades, resultados y conclusiones. *Ríos con Vida*, 84: 52-53.
- Rodríguez, C., López, J., Alonso, E., González, M. y Muñoz, J. (2010). *Rehabilitación de frezaderos de la trucha común (Salmo trutta) en el Alto Tajo*. Informe Final 2008/2009. AEMS-Ríos con Vida. 88 pp.
- Schmidt, G. y Otaola, M. (2002). *Aplicación de técnicas de bioingeniería en la restauración de ríos y riberas*. CEDEX. Madrid. 109 pp.
- Vaux, W.G. (1968). Intragravel flow and interchange of water in a streambed. *United States Fish And Wildlife Service Fishery Bulletin*, 66(3): 479-489.
- Villanueva, F. J. (2013). Proyecto de rehabilitación de frezaderos para trucha común en el río Guadalope (Teruel). <http://www.o2natos.com/2013/11/rehabilitacion-de-frezaderos.html>
- WWF/Adena y Ministerio de Medio Ambiente. (2007). *Guía para el diseño y ejecución de programas de voluntariado ambiental en ríos y riberas*. 55 pp.

WEBS

- MAPAMA. Anuario de aforos: <http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/sistema-informacion-anuario-aforos/>

DAM REMOVAL EUROPE: UN MOVIMIENTO NECESARIO PARA APOYAR A PROFESIONALES Y DESMENTIR MITOS

Pao Fernández Garrido¹, Lissie de Groot², Herman Wanningen³,
Jeroen van Herk⁴, Bart Geenen⁵

¹ World Fish Migration Foundation. F. Leggerstraat 14, 9728 VS Groningen, Países Bajos. pao@fishmigration.org

² University of Applied Sciences of Leeuwarden and World Fish Migration Foundation.

³ World Fish Migration Foundation.

⁴ Linkit Consult.

⁵ WWF-Netherlands.

1. ANTECEDENTES

Las demoliciones de presas y azudes en los ríos se han realizado desde hace siglos, de hecho el primer documento que ha llegado a nuestros días donde consta la primera demolición de una presa se remonta al año 331 a.C. en el Valle del Tigris realizada por Alejandro Magno (Wildman, 2013). Pero durante el siglo pasado ha habido un aumento significativo en la realización de estos proyectos en Norteamérica y Europa. En Estados Unidos (EEUU) se ha desmantelado más de 1.300 presas y azudes desde 1916, habiendo sido realizadas más de la mitad en estas últimas dos décadas. Sin embargo Europa supera a EEUU habiendo demolido ya más de 4.500 obstáculos y aún son desconocidas para los ciudadanos las razones para acometer la eliminación de los mismos.

Todos los profesionales que ejecutan estos trabajos sufren las mismas dificultades, sobre todo sociales, que les impide muchas veces llevar a cabo su misión. Por ello, *World Fish Migration Foundation* (WFMF), *World Wildlife Fund Netherlands* (WWF-NL), *Linkit Consult*, *Karlstad University* (KAU), *European Rivers Network* (ERN), *The Rivers Trust* y *Normandie Grand Migrateurs* pusieron en marcha en 2016 el movimiento *Dam Removal Europe* (DRE). DRE quiere concienciar a la ciudadanía sobre el porqué del desmantelamiento de presas, desmentir información errónea sobre su demolición, facilitar la comunicación entre expertos de EEUU y Europa, crear una comunidad de referencia compuesta por expertos y partes interesadas, que generen y compartan conocimiento, poniendo la demolición de presas en la agenda de los políticos.

Los sistemas fluviales son las zonas del planeta con mayor diversidad biológica y también con mayor actividad humana (International Rivers, 2011). En consecuencia, los ríos son uno de los ecosistemas más amenazados del mundo (Dudgeon *et al.*, 2006).

Los ríos libres de barreras son una rareza en Europa. Los europeos llevamos fragmentando los ríos con azudes y presas desde hace siglos (a partir de ahora para referirnos tanto a los azudes como a las presas usaremos indistintamente el término «presas» o «barreras»). De hecho, las presas más antiguas aún en funcionamiento se encuentran en Mérida, España: Proserpina y Cornalbo del siglo II d.C. (*International Commission on Large Dams* (ICOLD), 2015).

La Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2008) estima que hay unas 7.000 grandes presas en la Unión Europea. Según la definición del ICOLD «una gran presa es una barrera de más de 15 metros de altura desde sus cimientos hasta la cresta o de una altura de entre 5 y 10 metros con más de 3 millones de metros cúbicos de embalse». Pero en cambio, no se tiene conocimiento del número de pequeñas presas que existen hoy por hoy en Europa. Según la EEA «hay miles de pequeñas presas» (EEA, 2008), sin embargo, gracias al proyecto *Adaptive Management of Barriers in European Rivers* (AMBER), se está trabajando para recopilar todos los inventarios de barreras existentes en los ríos europeos y con ellos crear el primer atlas de barreras de Europa continental. Los resultados iniciales indican que podemos hablar de cientos de miles de presas (AMBER, 2016).

El desconocimiento de cuántos miles de presas y en qué condiciones se encuentran es un tema crítico. No se trata sólo de evitar la extinción de especies piscícolas o de la recuperación de los ríos y los deltas. También se trata de la seguridad civil, del cumplimiento de las leyes y de la responsabilidad de los propietarios de presas.

La ciudadanía ignora que las presas tienen una esperanza de vida limitada, que no son cascadas naturales, y que al igual que cualquier otra estructura hecha por el hombre, si éstas no están bien mantenidas, con el tiempo se derrumban. De hecho, la *Association of State Dam Safety Officials* (ASDSO, 2014) declaró que «desde el 1 de enero de 2005 hasta junio de 2013, los programas de *Dam Safety* de Estados Unidos de América informaron de 173 roturas de pequeñas presas y 587 incidentes que sin intervención hubiesen terminado en derrumbes».

En EEUU, durante los años 70 hubo varias roturas de presas, que causaron la muerte de muchas vidas (Figura 1). Por ello, en 1983 el gobierno creó la ASDSO, más comúnmente conocida como *Dam Safety*, para evitar más catástrofes mediante la regulación, control y seguimiento exhaustivo de todo tipo de presas. Dependiendo del tamaño y tipo de presa, los propietarios están obligados a pasar por unas inspecciones periódicas a cargo de técnicos especialistas de la ASDSO, quienes determinan si el propietario debe realizar reparaciones. Estas inspecciones y reparaciones les cuestan mucho dinero a los propietarios, por ello, si poseen una presa en desuso o que genera poco beneficio les supone menos gasto demoler la presa que mantenerla.

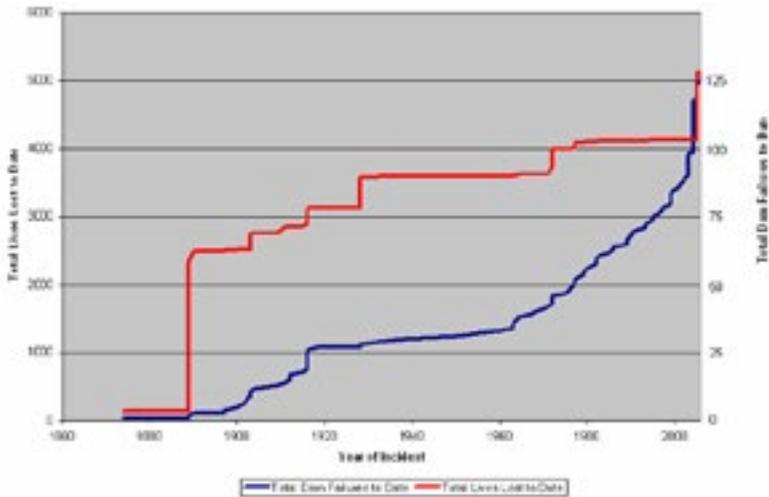


Figura 1. Roturas de presas y muertes desde 1874 a 2006 en EEUU. (Fuente: Dam failures, dam incidents (near failures), ASDSO)

Esta es la razón principal del aumento de las demoliciones de presas en EEUU, la económica. Se ha demostrado que generalmente es más barato demoler una presa vieja que repararla y mantenerla (Born *et al.*, 1998; Doyle *et al.*, 2005; WWF, 2009; American Rivers, 2012) o que construir una escala para peces en una presa ya existente. También se ha demostrado que en algunos ríos, la pérdida de ingresos causada por la pérdida de la pesca es mayor que el valor de la energía producida por las hidroeléctricas (Kruse y Scholz, 2006). Además, después del desmantelamiento de algunas presas, las actividades recreativas aguas abajo pueden mejorar (The Heinz Center, 2002b).

La siguiente razón es la de seguridad. Todas las presas tienen una vida útil limitada, por ello es importante revisar todas aquellas presas sin uso o abandonadas, para evitar accidentes debidos a derrumbamientos (The Heinz Center, 2002a; Palmer *et al.*, 2008). Además, los embalses antiguos generalmente no están diseñados para una descarga de agua fuera de su caudal límite (Palmer *et al.*, 2008), y como consecuencia de las futuras perturbaciones debido al cambio climático, se prevén inundaciones severas que pongan en serio peligro tanto a la población como a infraestructuras (Lejon *et al.*, 2009). Por ello se necesita una especial atención a las presas antiguas, ya que también suelen alcanzar altos niveles de acumulación de sedimentos que pueden amenazar la estructura de la presa (Evans *et al.*, 2000).

Además, la población suele desconocer que hay algunas presas que encierran un gran peligro. En EEUU se conocen como *Drowning machines*, «máquinas de ahogamiento». Estas presas crean una fuerza de succión aguas abajo de ésta, que

arrastra cualquier objeto hacia el fondo, muriendo todos los años algún nadador, pescador, navegante, que intentaba cruzar la presa... (Véase Figura 2).



Figura 2. Comemoración de la gente ahogada desde la construcción de la presa Gleen Palmer, en Yorkville, Illinois, EEUU. (Fuente: Heather Eidson, The Beacon News).

Después de las razones económicas y de seguridad, les seguirían las razones legales. Bajo los términos de la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea, los Estados miembros acordaron en el año 2000 alcanzar el «buen estado ecológico» en todas las masas de agua para el año 2015, ampliable bajo algunas condiciones al 2027. Más aún, la Directiva de Hábitats de la Comisión Europea requirió a los Estados miembros restaurar y mantener los hábitats de la Red Natura 2000 de la Unión Europea para el año 2015. Es decir, la restauración de los sistemas dulceacuícolas de Europa está respaldada por una importante legislación, siendo la restauración de la continuidad de los ríos una parte fundamental de ella.

Se han hecho muchos estudios sobre los impactos de las presas en los sistemas fluviales, los cuales demuestran el alto precio que pagamos medioambientalmente construyendo barreras en los ríos. Esto también es una razón más que justifica su desmantelamiento. Las presas impactan cada aspecto de un río saludable (American Rivers, 2012), y entre los más importantes encontramos que:

- Impiden la migración de los peces, lo que conduce al declive o incluso extinción local de muchas especies (Peter, 1998; Jungwirth, 1998; Gosset *et al.*, 2006; Tejero *et al.*, 2006; EEA, 2008; Roscoe y Hinch, 2010).
- Conducen a la pérdida del hábitat del río, favoreciendo con frecuencia a especies invasoras (Stanford *et al.*, 1996).
- Alteran la dinámica de los caudales (Stanford *et al.*, 1996), reduciendo el caudal circulante aguas abajo y la frecuencia de crecidas de menor magni-

tud. Ello supone una menor conexión del cauce y la llanura de inundación, lo que disminuye la fertilidad de su suelo e incluso reducen la recarga de acuíferos en la zona de ribera con consecuencias en la vegetación de ribera (McCartney *et al.*, 2001). Asimismo esa disminución de caudales tiene consecuencias en la morfología del cauce que se traduce en un estrechamiento del cauce activo, disminución del transporte sólido, incisión del cauce y estabilización de la vegetación de ribera. Aguas arriba se altera la dinámica fluvial pasando de un ecosistema de aguas lóxicas a lénticas, incrementando la deposición del transporte sólido por pérdida de competencia y alteración de los hábitats de ribera. Los efectos de *backwater* afectan a un tramo de transición entre las aguas embalsadas y el curso fluvial de flujo libre.

- Aguas arriba de la barrera empeora la calidad del agua (McCartney *et al.*, 2001; Hart y Poff, 2002) y causa emisiones de gases de efecto invernadero que surgen de la vegetación sumergida y de las entradas de carbono de la cuenca (WCD, 2000; McCartney *et al.*, 2001).
- Retienen el caudal sólido, en mayor o menor medida dependiendo de las dimensiones de la presa y el volumen de agua almacenado, provocando aguas abajo de estas presas un déficit de nutrientes, problemas de incisión en el cauce y erosión de los márgenes, reducción de los deltas por falta de aporte de finos y erosión costera por falta de arena (McCartney *et al.*, 2001; EEA, 2008; Lejon *et al.*, 2009).

Estas son muchas de las razones por las que la demolición de presas se está convirtiendo en una opción más realista a la hora de querer restaurar un río. Para resumirlo podemos decir que a través de la demolición de presas podemos:

- Impedir el riesgo de derrumbamiento o rotura de presas abandonadas.
- Eliminar los costes de mantenimiento de presas fuera de uso.
- Recuperar la conectividad longitudinal, lateral y vertical del río y su hábitat.
- Mejorar la calidad del agua.
- Permitir la migración de los peces, para así recuperar sus poblaciones.
- Recuperar la movilidad de los sedimentos y el régimen natural de caudales
- Conseguir los objetivos de la DMA para los ríos y mantener el «buen estado ecológico» de éstos.

Sin embargo, al igual que en muchas partes del mundo, decenas de nuevas construcciones de presas están planeadas en Europa. Así algunos planes hidrológicos

(2016-2021) desarrollados bajo la DMA, no siempre requieren un estudio de impacto ambiental para proyectos hidroeléctricos. Además, hay una contradicción entre los planes para la energía hidroeléctrica y los objetivos medioambientales marcados. Es decir, por un lado se quiere recuperar la conectividad de los ríos y es un claro objetivo en muchas leyes, como la DMA o la Directiva de Hábitat, pero, por otro lado la UE a través de la Directiva sobre Energías Renovables, demanda a los Estados miembros que para el año 2020 al menos el 20% de la energía que se consuma en sus respectivos países provengan de energías renovables, dentro de las cuales se encuentra la energía hidroeléctrica.

Además, la falta de conocimiento sobre la pésima situación de los ríos, cuántas presas existen, en qué estado están y su impacto, hacen que los proyectos de demolición de presas sean tremendamente difíciles de llevar a cabo y automáticamente sea un tema incómodo y delicado de tratar social y políticamente. Esta situación es como la pescadilla que se muerde la cola, y hasta que no se entienda que se necesitan ambas cosas (tanto la construcción de presas bien ubicadas y diseñadas como también la demolición de otras) no se podrá progresar de forma eficaz y adecuada. Por ello, necesitamos trabajar para concienciar a la población sobre la necesidad de la demolición de algunas presas.

2. OBJETIVOS DE DAM REMOVAL EUROPE

La principal ambición de Dam Removal Europe (DRE) es recuperar los ríos de Europa, que en su día tuvieron gran valor ecológico y cultural, a través de la demolición de presas que ya no tienen utilidad, que están abandonadas o que su mala localización genera un grave impacto.

Los objetivos principales de DRE es servir de plataforma para:

- Concienciar a los europeos y las europeas sobre el valor de los ríos libres de barreras y los beneficios de la demolición de presas.
- Promover el trabajo conjunto en la demolición de presas en Europa:
 - Creando una red europea de demolición de presas
 - Mejorando la cooperación entre Europa y EEUU.
 - Generando y compartiendo conocimiento y experiencias.
 - Inspirando con proyectos reales.
- Poner la demolición de presas en la agenda de responsables políticos y directores.

- Ayudar a obtener fondos europeos para la eliminación de presas incluida la financiación para proyectos de monitoreo y sensibilización.

Concretamente, DRE es un lugar de encuentro entre profesionales y especialistas para compartir conocimiento y experiencias a través de conferencias, jornadas, página web, etc.

3. SÍNTESIS DE LAS DEMOLICIONES EN EUROPA

A día de hoy, los países que están liderando esta actividad son, Francia con más de 2.300 barreras demolidas por el hombre o de forma natural (*L'Office national de l'eau et des milieux aquatiques* y *European Rivers Network*, 2017); Suecia, con más de 1.600 presas desmanteladas (*Länsstyrelsen Jönköping*, 2017), Finlandia con 450 presas demolidas (*Finnish Environment Institute*, 2017), España con más de 200 (MAPAMA, 2017) y Escocia con 10 presas (*Scottish Environment Protection Agency*, 2017). (Ver mapa en <http://www.damremoval.eu/dam-removal-map-europe/>). De todos esos azudes y presas demolidas en Europa, 705 estaban en espacios de la Red Natura 2000 (Figura 3).



Figura 3. Mapa de azudes y presas demolidas a día de hoy conocidos en Espacios Red Natura2000. (Fuente: Lissie de Groot).

En Suecia por ejemplo, se han demolido 286 barreras en ríos dentro de espacios Red Natura2000. Normalmente son los municipios quienes pagan por estas demoliciones o, en otros casos, a través de proyectos con financiación europea (LIFE+) o fundaciones/ONG. El objetivo principal es la restauración del río y la recuperación de especies migratorias. Algunos ejemplos son los proyectos: Remibar LIFE+, Utrivning av dammen i Vånsjöbro, Restaureringsåtgärder Gnyltån, Fiskevård i Årån.

En EEUU, se han demolido al menos 11 presas en tres parques nacionales (Olympic National Park, Rocky Mountain National Park y Cuyahoga National Park). En la mayoría de los casos la razón de la demolición fue por el alto riesgo de derrumbe dado el envejecimiento de la presa (National Park Service, 2017a). Aunque en los casos de las presas Elwha and Glines, en el Olympic National Park, la principal razón fue la recuperación de las poblaciones de salmón y el ecosistema fluvial (National Park Service, 2017b). Casi todas las barreras demolidas en los parques nacionales fueron propuestas y financiadas por el propio National Park Service.

4. ACTUACIONES REALIZADAS Y PROPUESTAS 2016-2018

Dam Removal Europe (DRE) durante 2016-2018 se ha planteado llevar a cabo un programa conjunto de varias actividades. Los objetivos de DRE antes mencionados quieren conseguirse a través de dos estrategias:

- Crear una plataforma sobre demolición de presas que inspire y apoye estos proyectos, la cual recoja iniciativas y las comparta con la ciudadanía, reúna y comparta conocimiento, conecte expertos, etc.
- Crear un ambiente positivo sobre las demoliciones de presas, que inspire e inicie nuevos proyectos en Europa.

En el primer año de DRE, 2016, se consiguió:

- Recopilar los inventarios de las presas demolidas en los países que lideran estos proyectos (4.737 registros en total).
- Crear un mapa interactivo de libre acceso mostrando el inventario común generado con la recopilación de estos inventarios: <http://www.damremoval.eu/dam-removal-map-europe/>
- Crear una página web que sirve de punto de encuentro para publicar información y leer noticias sobre las demoliciones de presas: <http://www.damremoval.eu/>
- Celebrar la primera jornada sobre demolición de presas en Europa el pasado

14 y 15 de noviembre de 2016 en León (España), donde se reunieron profesionales e interesados de EEUU y 11 países europeos, para mostrar casos reales, compartir información y crear una comunidad de expertos.

En los próximos dos años, al menos se quiere conseguir:

- Crear un folleto informativo sobre demolición de presas en Europa para todos los públicos.
- Seguir celebrando una jornada al año donde se reúnan profesionales e interesados de toda Europa, que conecten con especialistas estadounidenses y donde puedan ampliar al máximo sus conocimientos y mejorar sus posibilidades de éxito a la hora de llevar a cabo estos proyectos en sus respectivos países.
- Mejorar y completar el mapa interactivo.
- Crear un equipo experto (*Dam Removal expert team*) compuesto por especialistas en diferentes aspectos (técnicos, legales, medioambientales, comunicación) para que puedan servir de apoyo a organizaciones locales o regionales.
- Elaborar una guía (*Dam Removal Guidance*) con las mejores prácticas realizadas en Europa y otras partes del mundo, que oriente en la creación y ejecución de proyectos, y aborde temas relevantes para la resolución de problemas y puntos clave para evitarlos.
- Conseguir la participación y el compromiso de institutos de investigación de la UE, universidades, el sector pesquero, etc.

REFERENCIAS

- Adaptive Management of Barriers in European Rivers (AMBER) (2016). Recuperado el 12 de septiembre de 2016 de <http://amber.international/>
- American Rivers (2012). Succeeding with a Dam Removal Project Short Course. *Fish Passage Conference 2012*. Amherst, MA (USA).
- American Rivers (2017). 72 Dams Removed to Restore Rivers in 2016. Recuperado el 15 de marzo de 2017 de https://s3.amazonaws.com/american-rivers-website/wp-content/uploads/2017/02/15104536/DamsRemoved_1999-2016.pdf
- Association of State Dam Safety Officials, ASDSO (2014). Recuperado el 14 de octubre de 2014 de <http://www.damsafety.org/>
- BOE de 27 de octubre de 1967 Art. 100: http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-1967-17302
- Born, S.M., Genskow, K.D., Filbert, T.L., Hernandez-Mora, N., Keefer, M.L. y White, K.A. (1998). Socioeconomic and institutional dimensions of dam removals: the Wisconsin experience. *Environmental Management*, 22: 359-370.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Orr, C.H., Selle, A.R., Sethi, S.A. y Harbor, J.M. (2005). Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the heartland. *Geomorphology*, 71: 227-244.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. y Sullivan, C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- European Environmental Agency, (2008). Reservoirs and dams. Recuperado el 20 de agosto de 2016 en <http://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/reservoirs-and-dams>
- Evans, J.E., Mackey, S.D., Gottgens, J.F. y Gill, W.M. (2000). Lessons from a dam failure. *Ohio Journal of Science*, 100: 121-131.
- Finnish Environment Institute (2017). Comunicación personal.
- Gosset, C., Rives J. y Labonne J. (2006). Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 247-254.
- Hart, D.D. y Poff, N.L.R. (2002). A special section on dam removal and river restoration. *Bioscience*, 52 (8): 653-655.
- International Commission on Large Dams (ICOLD). Recuperado el 15 de diciembre de 2015 de http://www.icold-cigb.org/GB/dams/definition_of_a_large_dam.asp
- International Rivers. (2011). Recuperado el 14 de marzo de 2017 de <https://www.internationalrivers.org/rivers-and-biodiversity>
- Jungwirth, M. (1998). River Continuum and Fish Migration – Going beyond the Longitudinal River Corridor in Understanding Ecological Integrity. En: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss S., (Eds.) *Fish Migration and Fish Bypasses*. Fishing News Books, Oxford, U.K., pp 19-31.
- Kruse, S.A. y Scholz, A.J. (2006). Preliminary economic assessment of dam removal: the Klamath River. *Ecotrust*, Portland, Oregon, USA.
- Länsstyrelsen Jönköping. (2017). Comunicación personal.
- Lejon, A.G.C., Malm Renöfält, B. y Nilsson, C. (2009). Conflicts associated with dam removal in Sweden. *Ecology and Society*, 14 (2): 4.
- L'Office national de l'eau et des milieux aquatiques y European Rivers Network (2017). Comunicación personal.
- McCartney, M.P., Sullivan, C. y Acreman, M.C. (2001). Ecosystem Impacts of Large Dams. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) and the United Nations Environmental Programme (UNEP).
- National Park Service. (2017a). Comunicación personal.
- National Park Service (2017b) Recuperado el 17 de mayo de 2017. <https://www.nps.gov/olymp/learn/nature/elwha-ecosystem-restoration.htm>
- Palmer, M. A., Reidy Liermann, C.A., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P.S. y Bond, N. (2008). Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 81-89.
- Peter, A. (1998). Interruption of the River Continuum by Barriers and the Consequences for Migratory

- Fish. En: Jungwirth, M., Schmutz S. (Eds.). *Fish Migration and Fish Bypasses*. Fishing News Books, Oxford, U.K., pp 99-112.
- Roscoe, D. y Hinch, S. (2010). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11: 12-33.
- Scottish Environment Protection Agency, (2017). Comunicación personal.
- Stanford, J.A., Ward, J.V., W.J.Liss, W.J., Frissell, C.A., Williams, R.N., Lichatowich, J.A. y Countant, C.C. (1996). A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers*, 12: 391-501.
- Tejeiro Rodríguez, T., Puertas Agudo, J., Pena Mosquera, L. y Peña González, E. (2006). Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities. *Ecological Engineering*, 7: 37-48.
- The Heinz Center. (2002a). Dam removal research: status and prospects. In *H. John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment*, Washington, D.C., USA. 1-151.
- The Heinz Center. (2002b). Dam removal: science and decision making. In *H. John Heinz III Center on Science, Economics and the Environment*, Washington, D.C., USA. 1-221.
- Wildman, L. (2013). Dam removal: A history of decision points, in De Graff, J.V. and Evans, J.E., eds., *The Challenges of Dam Removal and River Restoration. Geological Society of America Reviews in Engineering Geology*, v. XXI: 1-10.
- World Commission on Dams (2000). Dams and Development. Recuperado el 20 de agosto de 2016 <http://www.unep.org/dams/WCD/report/WCD-DAMS%20report.pdf>
- WWF España (2009). Liberando ríos. Propuestas de WWF para el desmantelamiento de presas en España. WWF España, Madrid (Spain).

EL DESMANTELAMIENTO DE LA PRESA DE ENOBIETA: ÚLTIMO OBSTÁCULO A LA CONECTIVIDAD FLUVIAL EN ARTIKUTZA

Asun Yarzabal¹, Juan Pedro Martín-Vide², Arturo Elosegi³ y
Joserra Díez⁴

¹ Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián. Dirección de Medio Ambiente. Paseo Duque de Mandas, 12. 20012 San Sebastián.
asun_yarzabal@donostia.eus

² Universidad Politécnica de Cataluña. Ingeniería Civil i Ambiental. Edificio D1. Planta 2. C/ Jordi Girona, 1-3. 08034 Barcelona.
juan.pedro.martin@upc.edu

³ UPV/EHU. Facultad de Ciencia y Tecnología. Bº Sarriena s/n. 48940 Leioa, Bizkaia. arturo.elosegi@ehu.eus

⁴ UPV/EHU. Facultad de Educación de Bilbao. Bº Sarriena s/n. 48940 Leioa, Bizkaia. joseramon.diez@ehu.eus

1. ANTECEDENTES

Artikutza es un enclave entre montañas que recibe la mayor pluviosidad de la Península Ibérica. Aunque se ubica en el término municipal de Goizueta (Navarra), fue adquirida por el ayuntamiento de Donostia-San Sebastián en 1919 para suministro de agua a la ciudad, y desde entonces se ha realizado una gestión extremadamente conservadora para garantizar la calidad del agua, eliminando las fuentes de contaminación asociadas a la minería, los asentamientos humanos y la ganadería, reforestando los montes, y reduciendo las actividades extractivas al mínimo. Como consecuencia de la política proteccionista aplicada en la finca, Artikutza cuenta hoy en día con una elevada biodiversidad, al abrigo de algunos de los bosques más interesantes de la zona desde el punto de vista naturalístico, y un magnífico estado de conservación de la cuenca fluvial; todo ello hizo que Artikutza fuera incluida en 2004 en la Red Natura 2000, y en 2015 declarada Zona Especial de Conservación (ZEC) (Figura 1).



Figura 1. Panorámica de los bosques y ríos de Artikutza.

Por otro lado, es cierto que la extracción intensiva de los recursos hídricos en gran parte del siglo XX dejó su huella en el lugar en forma de infraestructuras obsoletas que siguen alterando la dinámica fluvial. Durante las primeras décadas del siglo XX se desarrolló una gran obra de ingeniería para la captación y transporte de dicha agua en forma de canales, derivaciones y azudes, y finalmente entre 1947 y 1953 se construyó la presa de Enobieta de 42,7 m de altura con el objetivo de asegurar a largo plazo el abastecimiento de agua a la ciudad de San Sebastián (Figura 2). A pesar de mantenerse varios años en servicio, una previsión insuficiente y graves problemas constructivos obligaron a sustituirla un par de décadas más tarde por la presa del río Añarbe, ubicada varios kilómetros río abajo, siendo ésta actualmente la fuente de abastecimiento de agua de la comarca de Donostialdea.



Figura 2. La presa del embalse de Enobieta.

A día de hoy, debido a la falta de mantenimiento, la presa de Enobieta (Artikutza) está catalogada como de Categoría A, la de menor seguridad, en función del riesgo potencial que pueda derivarse de su posible rotura o funcionamiento incorrecto, según el Reglamento Técnico de Seguridad de Presas y Embalses.

Así las cosas, los requerimientos del Ministerio y la delicada ubicación de la estructura dentro de un espacio Natura 2000 de incalculable valor ecológico provocaron una profunda reflexión en el ayuntamiento sobre distintos aspectos ambientales y económicos para decidir el futuro de la presa.

2. CARACTERÍSTICAS AMBIENTALES DEL LUGAR

Artikutza está drenada por una densa red de arroyos, entre los que destacan Erroiari, Enobieta, Urdallue y Elama, que en su confluencia conforman el arroyo de Añarbe. Aunque la mayor parte de la red fluvial tiene una hidrología natural, hasta hace poco han permanecido en desuso numerosos azudes, canales de derivación y una presa, utilizados en el pasado para abastecimiento o para generación de energía hidroeléctrica. Estas infraestructuras obsoletas han tenido un efecto negativo sobre la conectividad fluvial, por constituir barreras infranqueables para los peces y otros seres vivos, modificar la dinámica de sedimentos, reteniendo sedimentos finos aguas arriba, y alterar las condiciones de anchura y profundidad en tramos que pueden llegar a más de un centenar de metros. La mayoría de estos azudes han sido eliminados en el año 2014 por su propietario, el Ayuntamiento de Donostia /San Sebastián, en un intento de restaurar la dinámica fluvial a su estado natural (Figura 3). Pero a fecha de hoy, la principal afección a la hidrología permanece y se debe a la presa de Enobieta, que regula de forma pasiva el caudal, es totalmente infranqueable para casi cualquier organismo y elimina el hábitat fluvial en más de 1km de arroyo.

Además de las infraestructuras en la finca, las comunidades biológicas en la misma están afectadas por impactos sobre la conectividad fluvial fuera de ella, aguas abajo, en concreto por:

- la presa de Ugalde, inmediatamente fuera del límite de la finca, que en ocasiones produce la detración casi total del caudal para aprovechamiento hidroeléctrico, lo que supone un fuerte impacto sobre el río Añarbe, recién salido de Artikutza, y
- el embalse de Añarbe y la cadena de detracciones de agua en el arroyo del mismo nombre, responsables de la desaparición al menos del salmón y de la anguila, y que posiblemente constituyen un factor importante para explicar la complicada situación del desmán del Pirineo (*Galemys pyrenaicus*) presente en el lugar.

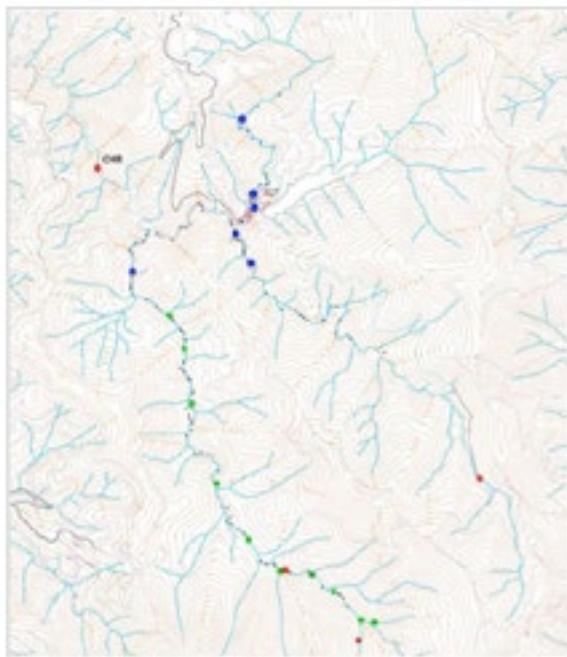


Figura 3. Distribución de los principales obstáculos de la red fluvial de Artikutza. Círculos rojos: azudes del Sistema Artikutza y de la CH Berdabio (señalado este último como CHB). Círculos verdes: conducciones de agua del Sistema Artikutza que afectan al cauce del arroyo Elama. Círculos azules: azudes derribados en el año 2014. (Fuente: Elozegi, Díez y González-Esteban, 2013).

Aparte de esas afecciones, el estado general del hábitat físico en los arroyos de la cuenca es muy bueno, destacando, por ejemplo, el elevado número y tamaño de presas de madera, que atestiguan la madurez del bosque y la gestión conservadora en la cuenca. La madera muerta, elemento esencial en los arroyos forestados, escasea mucho en los alrededores, lo que hace de Artikutza una de las zonas más interesantes del entorno en este sentido.

La vegetación de ribera también refleja un buen estado de conservación y conectividad con el resto de la cuenca, aunque la elevada pendiente de las márgenes en la finca limita a menudo esta vegetación propiamente dicha a una banda estrecha. Destacan en estos bosques de ribera algunas especies interesantes de plantas, entre ellas *Soldanella villosa* y *Trichomanes speciosum*.

Las aguas de la cuenca de Artikutza muestran en general una excelente calidad, con una muy baja concentración de nutrientes y una baja turbidez, fruto de una cuenca cubierta por bosques maduros y no explotados y una baja densidad de

pistas forestales. Aunque no parecen causar ningún problema en la red fluvial, existen algunos problemas puntuales por metales inmediatamente aguas abajo de la presa, especialmente hierro y manganeso, naturalmente abundantes en la cuenca que se movilizan en los periodos en los que el fondo del embalse se vuelve anóxico, así como algún nivel extraño de coliformes fecales cuyo origen no está claro, pero parece estar asociado al escaso ganado suelto.

En relación a la fauna ligada a arroyos y ríos, destacan en las distintas categorías:

- Macroinvertebrados bentónicos: comunidad muy diversa, registrándose cerca de 80 taxones, número muy elevado e indicativo de una alta biodiversidad.
- Peces: faltan varias especies de peces esperables por la calidad del lugar, especialmente la anguila y el salmón, que ven cortadas sus vías migratorias por el embalse de Añarbe aguas abajo de la finca.
- Anfibios: seis especies presentes, prácticamente todas las que eran de esperar, con poblaciones en buen estado, especialmente para las especies más forestales, salamandra común (*Salamandra salamandra*) y rana bermeja (*Rana temporaria*).
- Aves ligadas a los arroyos: consta de todas las especies que esperaríamos encontrar, con baja densidad de mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), que requeriría de valoraciones más precisas.
- Desmán del Pirineo (*Galemys pyrenaicus*): sigue presente en la cuenca, y aunque las últimas prospecciones han dado mejores resultados de lo esperado, es evidente que Artikutza alberga una población pequeña y claramente desligada de otras poblaciones cercanas, lo que compromete su futuro a medio plazo.

En vista de todo ello, se puede afirmar que los ecosistemas ligados al agua de Artikutza tienen un valor ecológico muy elevado y un grado de naturalidad extraordinario en nuestro entorno, fruto de una gestión muy conservadora durante casi un siglo.

3. SITUACIÓN ACTUAL

Tras haber eliminado la mayoría de los pequeños obstáculos de la red hídrica, el ayuntamiento se enfrenta a una decisión a tomar respecto a la mayor de las presas de la finca de Artikutza, la presa de Enobieta. Por un lado, tal y como se ha mencionado, esta estructura se encuentra en una situación comprometida en cuanto

a su seguridad, por lo que el Ministerio ha emitido varios requerimientos al Ayuntamiento como propietario para que subsane todas las carencias existentes, lo que supondría un importante desembolso económico, para un beneficio objetivo más que dudoso. Por otro lado, los impactos ambientales que produce esta presa, sin función alguna desde que existe la presa de Añarbe de la que se abastece la comarca de Donostialdea y el alto valor natural del enclave, hacen que la idea del vaciado de la presa, su desmantelamiento y la restauración ambiental cobre fuerza frente a la opción de su reparación. Finalmente, tras un análisis pormenorizado para valorar técnicamente los distintos escenarios futuros para la estructura, el Ayuntamiento ha decidido proceder a la puesta fuera de servicio de la presa de Enobieta y la restauración de su regata y laderas afectadas.

Tras comunicar la decisión adoptada a los órganos competentes en materia de presas, la Confederación Hidrográfica del Cantábrico, y en materia de Red Natura 2000, el Gobierno de Navarra, se han iniciado los trámites para su ejecución.

Se están redactando para ello varios estudios que deberán ser aprobados por las entidades competentes correspondientes, destacando los siguientes:

- proyecto completo para la inhabilitación de la presa
- estudio de Evaluación de Impacto Ambiental simplificada
- proyecto de restauración ambiental de la regata y laderas de Enobieta

Se prevé que todos los trámites estén finalizados para finales del 2017 o principios del 2018, y las obras se puedan ejecutar durante el año 2018.

Por el momento, a falta de las conclusiones de los estudios, la actuación más probable parece la del vaciado del agua embalsada y apertura de un túnel en el fondo de la pared de la presa, manteniendo en pie el resto de la estructura. Las dimensiones del túnel serán tales que permitirán la conectividad fluvial y el paso, no sólo de la fauna silvestre, sino de las personas, de manera que se establezca un sendero que desde el poblado recorra la regata de Enobieta, atravesando la pared de la presa.

En cualquier caso, los estudios que se están realizando, con sus conclusiones ambientales y económicas, y los informes de las entidades competentes determinarán la solución final a adoptar.

4. INFLUENCIA SOBRE LA BIODIVERSIDAD DEL EMBALSE DE ENOBIETA Y DE SU POSIBLE INHABILITACIÓN

Aunque no hay ninguna evaluación del impacto que supuso la construcción y acondicionamiento del vaso y de la presa de Enobieta (1947-1953) sobre la biodiversidad, si tenemos en cuenta el ruido asociado a la explotación de la cantera y a la construcción del muro, los efectos de los vertidos de hormigón y cemento sobre el cauce y la laxitud de las normas medioambientales de la época, parece seguro que dicha obra tuvo un efecto nocivo.

A continuación se analiza el impacto actual del embalse de Enobieta sobre la biodiversidad en base a los datos disponibles y a la bibliografía especializada, describiendo primero los hábitat que se han perdido, después los que se han ganado, y finalmente otros impactos, hidrológicos, químicos, etc., que es necesario considerar (Elosegi y Díez, 2016).

4.1. Pérdida hábitats

El embalse de Enobieta tiene una longitud aproximada de 1140 metros, distancia en la que destruye totalmente el hábitat físico del arroyo del mismo nombre. Esa extensión aumenta hasta los 1850 m si incluimos el tramo entre la presa y la confluencia con el arroyo Erroiarri, tramo fuertemente afectado por la presencia de la estructura.

Así pues, la puesta fuera de uso de la presa de Enobieta produciría la recuperación o mejora acusada de la calidad en 1850 m de arroyo, que es actualmente el único tramo fluvial fuertemente modificado. Aparte de su impacto en la conectividad fluvial, un tramo de esta longitud podría albergar, por ejemplo, 6-8 individuos de desmán ibérico. Además, el estado de conservación de la cuenca de Enobieta permitiría presumiblemente recuperar un hábitat fluvial de muy buena calidad.

Asimismo, la sustitución de un río por un embalse supone la desaparición de diversidad de hábitats fluviales (rápidos, pozas, heterogeneidad de tamaños en el substrato, etc.), que repercute en una reducción drástica en la biodiversidad, especialmente de los macroinvertebrados

4.2. Ganancia de hábitats

4.2.1. Lámina de agua

La construcción de la presa de Enobieta, si bien creó una profunda alteración del ecosistema fluvial original, por otro lado supuso la creación de un hábitat nuevo: una lámina de agua de unas 14 ha sobre la cubeta del embalse que mantiene un volumen embalsado poco variable excepto en épocas de sequía prolongada.

Ese paso de un sistema lótico (río), a uno léntico (embalse) da lugar a cambios en las características físico-químicas y estructurales del ecosistema, así como en la composición de las comunidades que lo habitan.

Los sistemas lóticos son heterótrofos en tramos de cabecera como es el caso de Artikutza, por lo que la energía que por ellos circula procede mayormente de la hojarasca y otros restos orgánicos del bosque aledaño. En cambio, los sistemas lénticos (lagos y embalses) son generalmente autótrofos con dominancia de organismos planctónicos.

La ganancia de este nuevo hábitat de lámina de agua ofrece nichos ecológicos poco habituales en un entorno montañoso, por lo que es habitual la presencia de aves acuáticas que tendrían pocas posibilidades de aparecer en Artikutza. Algunas de estas aves son exclusivas del embalse, pero otras también aparecen en la red fluvial de la finca. En cualquier caso, es probable que el embalse favorezca la presencia de garza común (*Ardea alba*) y cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), que pueden depredar sobre especies fluviales interesantes, como el desmán.

También hay que considerar que el embalse aumenta ciertos riesgos potenciales relacionados con la integridad biológica de Artikutza, por introducción accidental o deliberada de especies exóticas de peces y otros organismos acuáticos de carácter invasor, como sucede en otros muchos embalses.

4.2.2. Alisedas de cola de embalse

Como es habitual, tras la inundación del vaso se ha formado en la cola del embalse una aliseda de notable interés desde el punto de vista biológico; esta aliseda es una variación de uno de los hábitat calificados como prioritarios para su conservación por la Directiva Hábitat (CEE/43/92), denominados genéricamente "91EO* Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*". Entre los aspectos positivos que aporta se ha de mencionar:

- su contribución a la acumulación de depósitos de gravas y de cantos rodados procedentes de aguas arriba. De ese modo procura excelentes hábitats, por ejemplo para la freza de la trucha (*Salmo trutta fario*),

- la acumulación de ramas y troncos unidos al flujo lento de las aguas y a la orografía del terreno, proporcionan enclaves propicios para la puesta de los anfibios,
- el freno en el arrastre de la materia orgánica favorece tasas notables de acumulación y descomposición convirtiendo estos tramos de río en zonas muy productivas y muy activas metabólicamente. Esta cualidad es de gran interés tanto desde el punto de vista actual, como de cara a una hipotética puesta fuera de uso de la presa de Enobieta. Así, habría que valorar el mantenimiento de la aliseda por los bordes del embalse para estabilizar sedimentos y restos de materia orgánica, que sería procesada *in situ* evitando su transporte en masa a tramos intermedios o al embalse del Añarbe.

4.3. Impacto sobre la conectividad biológica

Tras la demolición de siete azudes en los arroyos de Erroiari, Urdallue y Elama por parte del Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián en septiembre de 2014, como ya se ha mencionado, el embalse de Enobieta es el único obstáculo que rompe la conectividad ecológica en la red fluvial dentro de Artikutza. La pérdida de conectividad fluvial afecta sobre todo a los peces y al desmán ibérico. En el caso de los peces, las especies actualmente presentes son la trucha común y el ezkailu (*Phoxinus phoxinus*), tanto aguas arriba como abajo de la presa. De hecho, la presa impide totalmente el paso de peces hacia arriba, no así el paso hacia abajo, a través de las fugas del embalse y del aliviadero en momentos de aguas altas.

Es probable que en las partes más someras del embalse se desarrollen grandes ejemplares de trucha, que utilicen las colas del embalse y los tramos aguas arriba para frezar, como ocurre en el cercano embalse de Añarbe (Antón *et al.*, 2011).

En el caso del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) mantiene una población exigua en los arroyos vertientes a la presa. Sin duda, la puesta fuera de uso de la presa permitiría al desmán conectar esta población con los individuos existentes en el resto de los arroyos de la finca.

Un punto que conviene recalcar es que la puesta fuera de uso de la presa de Enobieta aumentaría la conectividad biológica en esta subcuenca, pero que el gran problema de conectividad de la finca se encuentra aguas abajo de la misma, en especial por la presa de Añarbe y también por los azudes que abastecen a las centrales hidroeléctricas de Berdabio, Okilegi y Añarbe, que pese a disponer de escalas de peces, a menudo dejan el río Elama prácticamente seco.

5. ASPECTOS HIDROLÓGICOS DE LA INHABILITACIÓN DE LA PRESA DE ENOBIETA

El embalse de Enobieta dispone de una presa de gravedad de hormigón de 35 m de altura, cuya planta está diseñada con una única alineación recta de 137,45 m. La coronación se sitúa a la cota 357,12 m; la cota del lecho del río es la 320,16 m por lo que la altura de presa sobre cauce es de 36,86 m y de 42,70 m sobre cimientos. En la actualidad el embalse recoge el agua de la regata de Enobieta y drena un área de 6,1 km².

En su diseño original la capacidad de la presa era de 2,66 hm³ pero ya desde su construcción se constataron problemas de impermeabilización y estabilidad en el estribo izquierdo, lo que comprometía la seguridad de la infraestructura. Tras varios trabajos y estudios, dado que la cota del umbral del estribo izquierdo tuvo que dejarse por debajo de la del labio de vertido, con el evidente riesgo de colapso del dique en caso de avenida, se redactó en 1988 el proyecto para rebajar la cota del aliviadero reduciendo la profundidad máxima a 25,5 m y la capacidad de embalse a 1,63 hm³.

La aportación media anual teórica de la cuenca en la presa es de 10,49 Hm³, es decir 332 l/s y las filtraciones fuera de control son importantes.

A día de hoy, los únicos cambios de nivel que se registran en el embalse son resultado del balance entre entrada de aguas, pérdidas por filtración y evaporación, y salidas por el aliviadero. De ésta manera el embalse se mantiene prácticamente lleno durante buena parte del año desbordando a menudo agua por el aliviadero, excepto en periodos de sequía prolongada como el verano de 2016.

Debido probablemente a la buena gestión de la finca (excelente estado natural y casi ausencia de intervención humana) y a la naturaleza geológica del substrato (esquistos y granitos), el embalse no se ha llenado de sedimentos de manera significativa, como se aprecia en los cálculos realizados en base a la curva-nivel del embalse primitivo y a la batimetría moderna realizada (Figura 4). Por ello, se deduce que las aguas a evacuar del embalse no tendrán concentraciones de sedimento en suspensión peligrosas ambientalmente, ni siquiera apreciables. En cualquier caso, la cota más baja de la que el agua puede proceder en las distintas alternativas de vaciado, la del desagüe de fondo, deja todavía un volumen por debajo que puede albergar el poco volumen de sedimento que parece existir en el embalse.

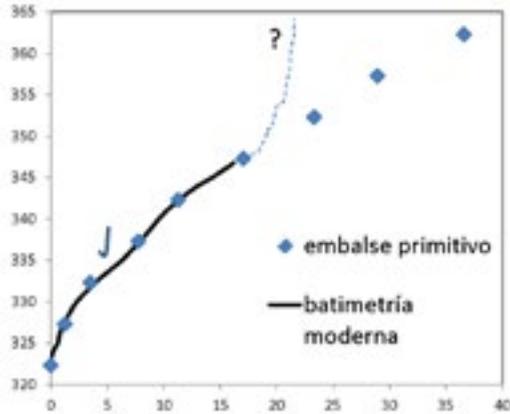


Figura 4. Curva de superficie de embalse (expresada en Ha, en abscisas) para distintos curvas de nivel (cota en m.s.n.m. en ordenadas), según se presenta en (2) y en la batimetría actual (4). (Fuente: Martín Vide, 2016)

En el estudio preliminar realizado propone una serie de alternativas para el vaciado, que serán la base del proyecto definitivo a realizar y que se resumen en el esquema de la Figura 5.

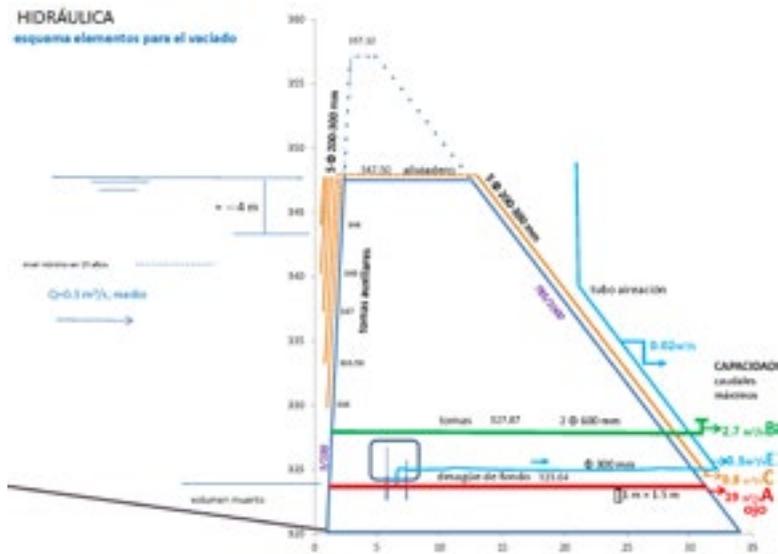


Figura 5. Sección de la presa por el aliviadero (no se representa el cuenco amortiguador) señalando todos los elementos de desagüe con sus características (Fuente: Martín Vide, 2016)

Donde:

- A. Apertura del desagüe de fondo
- B. Apertura de una toma (o de las dos)
- C. Uso de las tomas auxiliares en combinación con bombeo
- D. Variante de C rebajando al mismo tiempo el aliviadero
- E. Aprovechamiento del tubo de aducción de aire
- F. Variante de E con bombeo

También se ha estimado que el poco sedimento fino que pueda salir de Artikutza no debe causar ningún problema a la explotación de la central hidroeléctrica de Berdabio, ubicada aguas abajo de la presa de Artikutza, con una toma en azud de derivación.

Por otro lado, hay que tener en cuenta también que buena parte de las gravas de la cola del embalse han llegado a su ubicación actual después de la construcción de la presa (1948-1953), y serían movilizadas hacia aguas abajo, movilizándose aguas abajo de la presa una vez quedara ésta fuera de servicio, llegando previsiblemente al azud de la toma y pudiendo reducir su ya escasa capacidad útil. Este impacto, sin embargo, se debería conceptuar como un flujo natural de material aluvial por parte del río, que se ha retenido artificialmente durante más de 65 años. Sólo las crecidas moverían las gravas de la cola y, por ello, su movimiento no sería continuo ni rápido. En todo caso, una alternativa interesante es estabilizar las gravas, y los sedimentos en general, que hoy están en el embalse. En cualquier caso, para mantener la estabilidad al deslizamiento de la presa convendría un vaciado lento.

Los tiempos estimados para el vaciado con las distintas alternativas varían desde 1,3 a 252 días, pero se desaconsejan los métodos de vaciado de tiempos inferiores a 10 días, por los problemas que pudieran generar, y los de más de 53 días, por su incertidumbre ya que el caudal desaguado es solo un poco mayor que el caudal medio. Asimismo se ha hecho una aproximación del coste económico de cada alternativa, considerando el consumo eléctrico necesario.

Otro tema a valorar es si se dismantelará el desagüe de fondo, dejando el conducto 1 m × 1.5 m libre o si se construirá un túnel de mayores dimensiones siempre sin demoler la presa, de manera que se reduzcan los posibles episodios de riesgo de embalsamiento de agua, riesgo ya de por sí bajo, y se aumente el éxito de la conectividad real de la presa para organismos silvestres y personas.

Todos estos aspectos que definirán la operación final a realizar serán concretados en el proyecto en el que se está trabajando en la actualidad, paralelamente al estu-

dio de Impacto Ambiental Simplificado y el de restauración ambiental de la cuenca de Enobieta. En cualquier caso se ha descartado la demolición parcial o total de la presa debido a su envergadura, al volumen de restos a extraer y la cualidades únicas de la finca de Artikutza. Su grado de aislamiento viario y las excelentes condiciones de conservación aconsejan el mantenimiento de la estructura a modo de infraestructura pretérita y fuera de uso.

REFERENCIAS

- Elosegi, A., Díez, J.R. y González-Esteban, J. (2013). Diagnóstico de los ecosistemas ligados al agua de Artikutza. Informe técnico elabora por encargo del Ayuntamiento de San Sebastián. 67 pp.
- Martín Vide, JP. (2016). Estudio de alternativas del vaciado del embalse de Enobieta (Artikutza). Implicaciones hidrológicas y técnicas. Informe técnico para el Ayuntamiento de San Sebastián. 20 pp.
- Elosegi, A. y Díez, J.R. (2016). Estudio de alternativas del vaciado del embalse de Enobieta (Artikutza). Implicaciones ecológicas. Informe técnico elabora por encargo del Ayuntamiento de San Sebastián. 29 pp.

HACIA LA RECUPERACIÓN DE LA PERMEABILIDAD DEL RÍO LEITZARAN. DEMOLICIÓN DE LA PRESA DE INTURIA

Aitziber Urquijo Luengo¹

¹ Agencia Vasca del Agua. Responsable de Obras. Zarautz Kalea, 4, 01010 Vitoria-Gasteiz. a-urquijoluengo@uragentzia.eus



1. INTRODUCCIÓN

La ZEC ES2120013 Leitzaran Ibaia/Río Leitzaran comprende 91,91 ha correspondientes a 55,4 kilómetros de cauces y riberas del río Leitzaran y sus principales afluentes, entre la antigua estación de ferrocarril de Plazaola -entrada en territorio guipuzcoano desde Navarra- y las proximidades de la localidad de Andoain. El principal valor de este espacio es que se trata de un río caudaloso sin núcleos poblacionales a su paso, con un bajo nivel de contaminación y márgenes resguardadas por bosque de ribera durante muchos kilómetros (Figura 1).



Figura 1. Río Leitzaran (Fuente: URA)

El Leitzaran es el principal afluente del Oria y discurre por un valle encajado con fuertes pendientes –alrededor del 75% del terreno presenta pendientes superiores al 30%- y un curso fluvial muy sinuoso, con numerosos meandros. La inaccesibilidad del valle ha permitido que se mantenga en muy buen estado de conservación. De hecho, la continuidad y estructura de este bosque es muy infrecuente en los ríos de la vertiente cantábrica del País Vasco, dado que han sufrido en términos generales un fuerte impacto de las actividades humanas. Además, la ausencia de

vertidos y actividades contaminantes hace que las aguas del Leitzaran conserven una elevada calidad.

De acuerdo con el mapa hidrológico del País Vasco, la superficie de cuenca del río Leitzaran son 123,20 km², de los que 68,64 km² pertenecen a Gipuzkoa. Su longitud total es de 44,25 km, de los que 30,91 están en Gipuzkoa.

La ZEC Leitzaran Ibaia/Río Leitzaran, dadas sus características de corredor fluvial, contribuye a la conectividad ecológica entre otros espacios de la Red Natura 2000 y a la coherencia de dicha Red.

El río fue declarado Biotopo Protegido en 1995 mediante un Decreto del Departamento de Industria, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, que define el espacio y la necesidad de su protección. El Biotopo Protegido comprende el cauce natural y la franja de servidumbre de 5 metros de anchura a ambos lados.

Antaño a lo largo del río llegaron a ubicarse hasta 18 ferrerías, de las que quedan algunos vestigios, además de molinos y minicentrales hidroeléctricas, muchas de las cuales —como la de Bertxin— continúan en funcionamiento.

La presa de Inturia constituía el obstáculo menos permeable del Leitzaran. Respecto a la migración ascendente, Inturia «resultaba infranqueable por la totalidad de especies piscícolas y probablemente suponga una barrera para otros grupos acuáticos». Además, la presa también «es muy problemática para el descenso de peces migradores». La demolición de la presa de Inturia es objetivo y actuación definida dentro del Documento de Objetivos y Medidas de la ZEC.

2. AFECCIONES AMBIENTALES DE PRESAS Y AZUDES

La existencia de presas en los cursos fluviales origina una serie de efectos negativos tanto en la flora y vegetación como en las comunidades faunísticas. El efecto más claro y evidente es el de barrera física (Figura 2), especialmente importante para la fauna y, en particular, para las comunidades piscícolas —aunque también para especies como el visón europeo (*Mustela lutreola*) o el desmán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus*), por ejemplo—. La barrera física complica o imposibilita el tránsito aguas arriba del obstáculo lo que, entre otras cosas, se traduce en una pérdida de diversidad biológica y genética.



Figura 2. Presa de Inturia (Fuente: URA).

Por otra parte, el efecto barrera también produce alteraciones en otras especies y organismos (comunidades de insectos, organismos microscópicos, etc.) que pueden ser el sustento o la base de la cadena alimenticia de diferentes especies. Otros factores que también pueden ocasionar impactos como consecuencia de la existencia de azudes y presas son las modificaciones de la composición físico-química y biológica del agua y de la velocidad de la corriente, los cambios de temperatura, la cimentación de los espacios intersticiales o la colmatación de frezaderos.

Asimismo, los azudes producen afecciones geomorfológicas importantes en los ríos. La modificación del régimen de caudales y de la velocidad del agua debido al obstáculo que supone, produce un decremento de la dinámica, reducción de la actividad en las márgenes erosivas, reducción de la capacidad de movilización y transporte del caudal sólido y alteraciones en la granulometría de los materiales depositados y en su ubicación en el cauce o sus márgenes.

La demolición de presas y azudes contribuye, consecuentemente, a facilitar la continuidad del hábitat fluvial y la necesaria conectividad biológica entre los distintos nichos ecológicos existentes en el curso fluvial y entre éste y el conjunto del territorio fluvial. La desaparición de obstáculos contribuye también a disminuir los niveles de eutrofización del agua almacenada aguas arriba de los azudes y presas y provoca una mejora de la calidad del agua.

3. LA PRESA DE INTURIA, UNA INFRAESTRUCTURA EN DESUSO Y UN EMBALSE MUY COLMATADO

Un documento de la Confederación Hidrográfica del Norte fecha la construcción de la presa de Inturia en torno a 1913, fecha en la que -por Resolución Gubernativa- se daba permiso para la construcción de una presa de 12,90 metros de altura que embalsase 300.000 m³ para contribuir a regular los caudales para la Central Eléctrica de Bertxin, ubicada aproximadamente 1 km aguas abajo.

El embalse de regulación estaba formado por una presa de hormigón de gravedad con una tipología escalonada, de planta curva, de unos 60 metros de longitud en el paramento aguas arriba de la coronación (Figura 3). El cuerpo de presa no era de material homogéneo. Coexistían tres tipos distintos de materiales en el cuerpo de la presa, de una parte los paramentos de aguas arriba y abajo, constituidos fundamentalmente por mampuestos de algún resto de hormigón, y el cuerpo de presa, entre ambos paramentos, constituido por material heterogéneo. La cota del vertedero superior de la presa de Inturia era de 203,61 metros y la cota de fondo a pie de presa de 191,11 metros.



Figura 3. Coronación de la presa de Inturia. (Fuente: URA)

Antes de la primera fase de demolición, el volumen útil de embalse se estimaba en 70.500 m³ (una cuarta parte de lo que embalsaba hace un siglo) ya que durante este tiempo los sedimentos lo habían colmatado en gran medida.

La superficie inundada por el embalse antes de la intervención era de entre 38.000 y 40.000 m², superando la longitud de la zona afectada por el remanso aguas arriba de la presa los 1.400 metros de longitud y llegando a alcanzar los 1.650 m, dependiendo del caudal.

Mediante la ejecución de una batimetría se calculó el volumen de sedimentos acumulado en el valle aguas arriba de la presa en aproximadamente 236.000 m³. La pendiente del río en el fondo del valle antes de la construcción de la presa era del 0,81% y antes de la intervención esa pendiente era en promedio del 0,11% en la zona afectada por la sedimentación.

Sobre la presa se encontraba la caseta de maniobra de compuertas, a la que se accedía por una pasarela de hormigón. Existían cuatro compuertas que conducían el agua a un único colector al pie de la presa. La presa disponía de tres desagües de fondo, dos de los cuales no funcionaban debido a la colmatación y un tercero estaba en desuso, por lo que se estimaba que también estaba colmatado.

4. LA NECESIDAD DE INTERVENIR EN INTURIA: VALORACIÓN DE DIFERENTES OPCIONES

Tanto el deterioro de la presa de Inturia como su situación en desuso, los impactos ambientales sobre el río -derivados de su existencia- y los diferentes documentos y normas de conservación hacían necesario intervenir en la presa.

Como primer paso necesario, se estudiaron las diferentes opciones existentes, en particular las escalas de peces y ascensor, la demolición total y la demolición por fases:

Escala de peces y ascensor

Las grandes dimensiones de la presa, con 12,90 m de altura a salvar, hicieron desestimar estas opciones, debido tanto a la excesiva inversión que requerían como a la escasa garantía de éxito que ofrecen este tipo de instalaciones para alturas como la de la presa de Inturia.

Demolición total de la presa

Otra de las opciones estudiadas fue la posibilidad de demoler totalmente la presa en una sola intervención.

Esta opción fue descartada debido a la gran cantidad de sedimentos acumulados en la presa, que podrían dañar de forma severa tanto los aprovechamientos hidroeléctricos y otras infraestructuras como a la propia vegetación, fauna, posibles frezaderos, etc. existentes aguas abajo de la presa, así como enturbiar el agua hasta un nivel no aceptable.

La solución adoptada: demolición por fases

Finalmente, se adoptó la alternativa considerada más eficaz para alcanzar los objetivos perseguidos y, al mismo tiempo, menos impactante para el río: realizar una demolición gradual de la presa en diferentes fases.

Ello ha permitido una progresiva adaptación del río y su entorno a las nuevas condiciones, así como una reducción de los efectos negativos temporales que una obra de estas características inevitablemente tiene, tanto para el hábitat como para los usos recreativos y de los aprovechamientos hidroeléctricos que existen aguas abajo.

De esta manera, en cada una de las cuatro fases de la obra se demolieron un promedio de 3 metros de altura de presa, con lo que escalonó el volumen de sedimentos transportados por el caudal en cada fase.

5. DEMOLICIÓN POR FASES

La demolición de la presa de Inturia se realizó en 4 fases. La primera fase se ejecutó en agosto de 2013, la segunda en agosto de 2014, la tercera en agosto de 2015 y la cuarta y última se ejecutó en enero de 2016 (Figura 4).

Todas y cada una de las fases tuvieron un procedimiento similar (Tabla 1).

Antes de iniciar los trabajos de demolición en cada una de las fases, se procedió a proteger frente a posibles aportes de sedimentos a la instalación más próxima a Inturia, el azud de Bertxin (azud con un aprovechamiento hidroeléctrico del que se debía garantizar su normal funcionamiento). Se vació ese pequeño embalse para evitar que se colmatara de sedimentos y se protegió su toma para impedir la entrada de estos. En la cuarta y última fase, no hubo necesidad de realizar esta maniobra, dado que la escasa altura que quedaba por demoler no hacía prever problemas en la toma de Bertxin.

A continuación se procedía al desembalse de Inturia para trabajar con láminas de agua menores. Esta actuación fue más complicada y diferente en cada una de las fases. En la primera fase, dado que el desagüe de fondo no tenía capacidad de vaciar un caudal suficiente, se realizaron agujeros en dos puntos del conducto de la caseta para poder rebajar la cota de agua de una forma más rápida. Tras la

primera fase, el desagüe se obturó y fue necesario poner dos tubos de desagüe en la segunda fase, y realizar una primera demolición parcial de unos 4 metros del paramento en las dos últimas fases en su margen izquierda, que posibilitarían el desvío del río por dicho punto.

Además, en cada una de las fases se solicitó a Iberdrola que derivase por su toma situada aguas arriba de Inturia el máximo caudal permitido, de manera que se reducía el caudal circulante por la zona de obra.

Posteriormente se prepararon los accesos y ataguías, con aportes de materiales procedentes de una zona aguas arriba en el propio Leitzarán, en Olloki.

Los trabajos de demolición, ya en la primera fase, evidenciaron el mal estado del paramento. La demolición se hizo por sectores (pasando de margen izquierda a derecha) para poder trabajar en seco sobre la plataforma creada. En las dos primeras fases, para evitar la desestabilización de la presa y el posible lavado de materiales de su interior, se realizó un sellado de la superficie de la nueva coronación. Este sellado se materializó mediante losa de hormigón que se ancló a los paramentos exteriores de la presa. No hizo falta realizar el sellado en la tercera fase, dado que no se temía por la estabilidad de la presa al estar reducida a una altura de 2,70 metros.

Tras cada una de las fases, se procedió a la retirada del material procedente de la demolición, así como del material utilizado para realizar accesos y ataguías.

Al finalizar la demolición, tras la cuarta fase, se dejó una senda junto al estribo derecho de la presa para el acceso de pescadores. Asimismo, en el acceso a la caseta de la presa se creó un mirador, además de colocarse una placa con varias fotos y datos como testigo de la existencia de la presa de Inturia.



Figura 4. Obra de demolición por fases. Fuente: URA

Tabla 1. Datos de las fases de demolición.

	1ª fase	2ª fase	3ª fase	4ª fase
Fecha ejecución	Agosto de 2013	Agosto de 2014	Agosto de 2015	Enero de 2016
Plazo ejecución	28 días	31 días	12 días	11 días
Presupuesto	79.933 €	59.800 €	59.350 €	58.230 €
Volumen demolición	313 m ³	739,4 m ³	920,7 m ³	815 m ³
Descenso altura de presa	3,3 m	3,3 m	3,6 m	2,7 m

Esta obra ha sido promovida por la Agencia Vasca del Agua-URA. Mientras que las dos primeras fases de la demolición se llevaron a cabo en el marco de GURA-TRANS, una iniciativa de cooperación transfronteriza con el objetivo de mejorar la gestión de los ríos del Pirineo Occidental, esta tercera y cuarta fases se incluyeron en el marco del programa IREKIBAI para la mejora ambiental, proyecto europeo que impulsa acciones en distintos obstáculos que interrumpen la dinámica natural de los cursos fluviales. Estos trabajos han sido realizados en colaboración con la Diputación Foral de Gipuzkoa, que además ha cofinanciado la ejecución de las dos primeras fases de la demolición.

6. AFECCIONES DE LA OBRA Y MEDIDAS PREVENTIVAS Y CORRECTORAS ADOPTADAS

Antes de comenzar la intervención, se preveían una serie de afecciones. Por un lado la afección a la estabilidad de ambas márgenes aguas arriba de la presa. Además, la dinámica fluvial, aguas abajo de la actual presa de Inturia podía verse modificada, lo que afectaría también a la dinámica geomorfológica, lo que planteó el gran interés que tenía el realizar un estudio geomorfológico tanto del estado de partida como del futuro. Por último, las obras de demolición podían producir un fuerte incremento de la turbidez de las aguas originado por la liberación de partículas en las operaciones de remoción y tratamiento de materiales.

Algunos de estas afecciones serían puntuales en cada demolición y otros de mayor duración debido a la dinámica fluvial que se generaría después de cada demolición y de las estabilizaciones parciales que se fueron produciendo. El impacto paisajístico se estimó reducido por la ubicación de la presa y la naturaleza de las actuaciones a realizar. Para prevenir y corregir estos impactos previstos se articularon una serie de medidas preventivas y correctoras que se llevaron a cabo durante las sucesivas fases de la obra.

7. LOS EFECTOS POSITIVOS DE LA DEMOLICIÓN DE LA PRESA DE INTURIA

La progresiva demolición de la presa ha contribuido a la disminución de la longitud de embalsamiento aguas arriba de la misma, reduciendo las afecciones aguas abajo, la movilización de los sedimentos se hace de una forma más gradual, reduciendo la acumulación de materiales o el incremento de la turbidez en el agua. Una vez ejecutada cada una de las fases de la obra, a lo largo de los periodos de transición, la recuperación de la vegetación ha contribuido a la continuidad fluvial y, por tanto, a la recuperación gradual de hábitats y microhábitats para la fauna, de modo que las diferentes especies puedan ir poblando progresivamente los nuevos espacios que se crean en el entorno.

Las obras de demolición de la presa de Inturia han generado, de forma paulatina, los siguientes efectos positivos:

- La eliminación del efecto barrera y mejora de la conectividad del río.
- La disminución progresiva del tramo de embalsamiento.
- La permeabilización del hábitat para la ictiofauna.
- La mejora de la potencialidad del hábitat para especies tales como el salmón, el martín pescador, el mirlo acuático, el visón europeo y el desmán del Pirineo.
- La mejora de las condiciones físico-químicas y biológicas del agua.
- A medida que se han ido ejecutando las diferentes fases de demolición, la pendiente general del tramo ha ido incrementando, lo que ha generado un aumento progresivo de las velocidades aguas arriba del azud, a medida que la lámina del agua del embalsamiento iba bajando en cada fase.
- Ha disminuido progresivamente la temperatura del agua y la eutrofización del río.
- La recuperación del transporte de sedimentos y la morfología fluvial, así como de los hábitats tanto en el tramo aguas arriba como aguas abajo.

En síntesis, la actuación realizada ofrece un balance claramente positivo, y la programación de la actuación por fases se ha mostrado como una estrategia adecuada.

PERMEABILIZACIÓN DE OBSTÁCULOS EN ESPACIOS RED NATURA 2000 REALIZADOS POR LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO EN PAÍS VASCO Y NAVARRA

Noemí López Fernández¹

¹ Confederación Hidrográfica del Cantábrico. Comisaría de Aguas.. nlopez@chcantabrico.es

1. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

En Navarra, el objetivo de las actuaciones realizadas en los azudes de la ZEC río Bidasoa fue permeabilizarlos al paso de las especies piscícolas y al paso de sedimentos, así como mejorar las condiciones de inundabilidad de las márgenes aguas arriba.

Cuando fue posible se procedió a la eliminación total del obstáculo. Sin embargo, en aquellos azudes con concesiones de agua vigentes o cuyas características impedían la demolición, el objetivo fue facilitar el paso para los peces.

En Gipuzkoa, sólo se realizaron dos actuaciones en la ZEC río Leizaran con objetivos bien distintos. Uno fue eliminar un azud y el otro la mejora del hábitat del visón europeo (*Mustela lutreola*) en una zona donde había constancia reciente de la presencia de esta especie.

2. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

2.1. ZEC Río Bidasoa

El Río Bidasoa es un curso fluvial que nace en la confluencia de las regatas Aranea e Iñarbegi en Erratzu, en el municipio de Baztan, hasta su desembocadura en el mar Cantábrico entre la francesa Hendaya y la española Hondarribia y recorre 68,4 km.

La cuenca hidrográfica que lo alimenta tiene 710 km², con un caudal medio anual de 24,69 m³/s, con mínimos estivales de 9,72 m³/s y máximos de 40,33 m³/s. Sus principales afluentes son las regatas Artesiaga (12,72 km), Marín (12,27 km), Zerberia (11,71 km), Ezkurra-Ezpelura (25,45 km), Latza (7,3 km), Tximista (20,33 km), Onin (9,23 km), Sastra (7,10 km), Zia (5,5 km) y Endara (11,4 km).

En cuanto al clima, es templado y húmedo de tipo atlántico, la precipitación media de la cuenca para el periodo 1940-2000 es 1800 mm/año y la temperatura media anual es de 12,3°C.

En la cuenca del Bidasoa afloran materiales geológicos muy diversos dispuestos en diferentes estructuras tectónicas. Aguas abajo de Santesteban aparecen sobre todo materiales del Paleozoico como pizarras y granitos mientras que aguas arriba, en la cuenca del Ezkurra aparecen materiales del Mesozoico como calizas, dolomías, arcillas, areniscas y en la cabecera también aparecen estos materiales y además ofitas.

Los principales impactos de la cuenca son la invasión de las zonas inundables por la población y la importante presencia de aprovechamientos hidroeléctricos.

En el año 2001, el GN había elaborado para toda la cuenca del río Bidasoa un inventario de obstáculos en los cauces que impedían el paso de las especies piscícolas. Para ello se clasificaron en 3 categorías en función de la dificultad de paso para los peces: infranqueable, difícilmente franqueable y franqueable.

La Figura 1 muestra la situación de la cuenca en el año 2005.

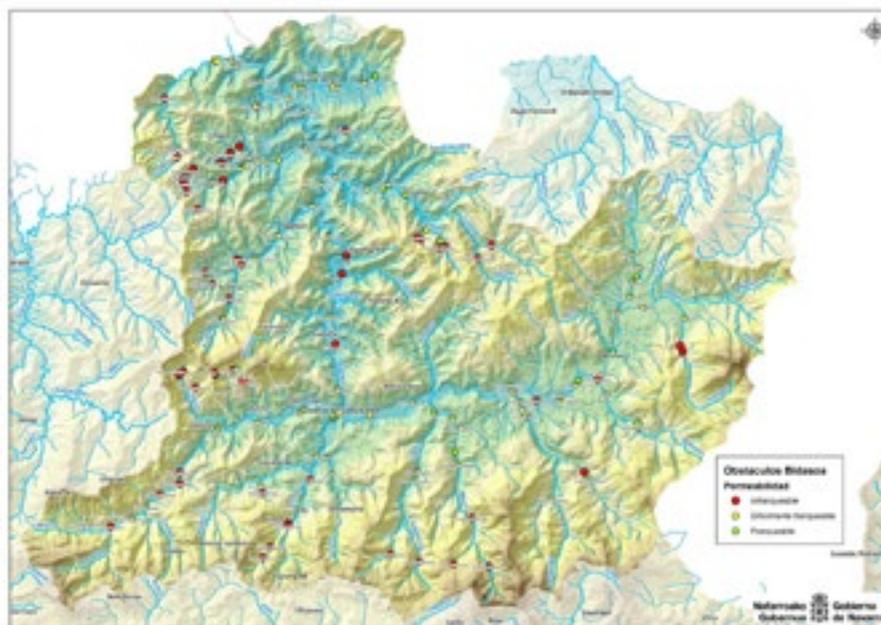


Figura 1. Permeabilidad de los obstáculos en la cuenca del Bidasoa. 2005 (Fuente: GN).

La CHC llevaba años con la revisión del Registro de Aguas, base de datos pública en la que cada Organismo de cuenca inscribe los derechos concesionales y sus modificaciones, y había llevado a cabo inspecciones en campo de cada concesión de agua de modo que ya se tenía la información de aquellos azudes que estaban

en desuso. A raíz del inventario del GN, se priorizó en extinguir las concesiones en desuso cuyos azudes eran infranqueables por los peces.

2.2. ZEC Río Leitzaran

El río Leitzaran nace de la confluencia de las regatas Erasote y Gorritzaran en pleno casco de Leitza (Navarra) y desemboca en el río Oria por su margen derecha en Andoain (Gipuzkoa). Recorre 42 km y su cuenca es de 123 km².

En cuanto a los caudales medios mensuales para el período 1999-2016 medidos en la estación de aforo de la DFG, el mes de menor caudal es septiembre con 1,28 m³/s y el de mayor caudal es diciembre con 6,88 m³/s y la media interanual es de 4,79 m³/s. La temperatura media anual es de 13,6 °C.

Los principales impactos de la cuenca son la invasión de la llanura de inundación en la cabecera en Leitza y una vez que forma el valle cerrado, los numerosos aprovechamientos hidroeléctricos tanto en el curso principal como en los pequeños afluentes.

En Gipuzkoa también existía un inventario de obstáculos realizado por la DFG. La CHC procedió de igual manera que en Navarra, tramitando los expedientes de extinción. En el caso del río Leitzaran había pocas concesiones de agua en desuso antes del año 2006. El primer obstáculo infranqueable desde aguas abajo en desuso era el azud de Lizarkola, ubicado a 2,70 km de la desembocadura (Figura 3). La demolición de este azud de 5 m de altura se planteaba difícil puesto que se encontraba aguas abajo del «Puente de las brujas» o de Unanibia, puente de tres ojos de piedra del siglo XVIII (Núñez, 1994) y se temía que la bajada brusca del lecho fluvial tras la demolición afectase a su cimentación. Este problema se solucionó de manera fortuita. Una avenida provocó la rotura de la compuerta de desagüe de fondo y todos los sedimentos depositados aguas arriba del azud se movilaron río abajo. Al cabo de dos años había desaparecido el embalse de forma natural sin afectar a la estabilidad del puente y se pudo realizar la obra.

Por otra parte, existe constancia de la presencia del visón europeo en el río Leitzaran. En base al plan de gestión de esta especie, aprobado por Decreto Foral de 12 de mayo de 2004, la DFG redactó en 2009 un proyecto de restauración ambiental en una margen del río. Con ese fin la CHC creó zonas de encharcamiento donde se había detectado la presencia de este mustélido.

3. ACTUACIONES REALIZADAS

Entre los años 2006 y 2009 la Comisaría de Aguas de la CHC acometió un total de 40 actuaciones en azudes en País Vasco y Navarra (Tabla 1). Las obras las realizó la empresa pública TRAGSA.

Tabla 1. Permeabilización de azudes en País Vasco y Navarra (2006-2009) (Fuente: CHC).

	Demoliciones	Pasos para peces
Navarra	17	5
Gipuzkoa	7	3
Bizkaia	8	---

Fueron GN y DFG quienes propusieron a CHC los azudes sobre los que urgía actuar, la mayoría de ellos en desuso y con la concesión de agua ya extinguida. En algunos de ellos ya existían proyectos de pasos de peces redactados por estas dos administraciones. Sin embargo, la CHC optó por la demolición salvo que hubiese concesión vigente o una estructura con riesgo de desestabilización aguas arriba del azud. En esos casos se construyeron pasos de peces.

En el ámbito de Espacios de la Red Natura 2000, seis de estas actuaciones en azudes se localizaron en la ZEC Río Bidasoa y uno en la ZEC Río Leizaran.

3.1. Actuaciones en la ZEC Río Bidasoa

Demolición del azud del molino de Berrizaun en la regata Latsa, Igantzi (ID 1 en la Figura 2)

Este azud de 3 m de altura construido de piedra y mortero, se ubicaba en la regata Latsa a 200 m de su desembocadura con el Bidasoa. El presupuesto fue de 8.986,51 € y se ejecutó en el año 2006.

Demolición del azud en la regata Latsa junto al PK 4 de la carretera NA4020, Igantzi (ID 2 en la Figura 2)

Azud ubicado aguas arriba del anterior de altura 3 m construido de piedra y mortero. El presupuesto fue de 4.270,09 € y se ejecutó en el año 2007.

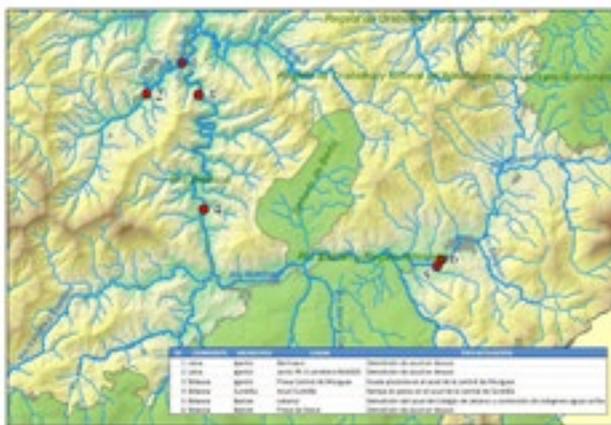


Figura 2. Actuaciones en azudes en la ZEC Río Bidasoa (Fuente: CHC).

Escalera piscícola en el azud situado en el río Bidasoa de la Central hidroeléctrica de Murgues, Igantzi (ID 3 en la Figura 2)

Se ejecutó en el año 2009 con un presupuesto de 216.736,03 € en base a un proyecto redactado por el Gobierno de Navarra. La central de Murgues está en uso y el titular de la concesión no tenía la obligación de construir una nueva escala de peces (la existente no era funcional), así que debido a la importancia de liberar este obstáculo al paso de los peces, la Confederación ejecutó la obra.

Se demolió la escala existente y se construyó una escala de peces en el estribo izquierdo junto al canal de derivación. La escala fue de 13 estanques sucesivos con escotaduras laterales, caudal de diseño 472 l/s y desnivel total 3,08 m.

Rampa para peces en el río Bidasoa en el casco urbano de Sumbilla (ID 4 en la Figura 2)

Se trata de un azud de 1,25 m de altura y una longitud de 58 m ubicado en el tramo de río encauzado en el casco urbano de Sumbilla para el que el Gobierno de Navarra redactó un proyecto de rampa de peces en el estribo derecho. Se optó por una rampa en lugar de demolición por la oposición del Ayuntamiento por motivos estéticos ya que el azud consigue un efecto «espejo» aguas arriba manteniendo la lámina de agua en todo el ancho del cauce durante el estiaje. La rampa se realizó en escollera hormigonada de longitud 18 m, anchura 18,59 m y pendiente 6 %. La Confederación realizó la obra en el año 2009 y el presupuesto fue de 63.541,59 €.

Demolición del azud de Lekaroz en el río Bidasoa, Baztan (ID 5 en la Figura 2)

Azud ubicado debajo del puente de acceso a Lekaroz (Figura 3) de 3 m de altura construido de mampostería cimentada sobre roca. El presupuesto fue de 77.703,43 € y se ejecutó en el año 2009. El Gobierno de Navarra había redactado un proyecto en 2007 que fue modificado por la CHC en 2009.



Figura 3. Obras de demolición del azud de Lekaroz (Fuente: CHC).

Anteriormente a la demolición del azud se tuvo que construir una escollera de protección para la carretera de acceso al convento aguas abajo del azud, a unos 100 m de distancia por la margen derecha. Las dimensiones fueron 20 m de largo, 3 m de altura con 1 m de ancho en coronación y una zapata de 2,5 m de ancho.

Posteriormente se procedió a la demolición del azud y a la extracción de parte de las piedras a vertedero autorizado. Una vez concluida esta demolición, se procedió a demoler el edificio del molino y a retirar los escombros generados a vertedero autorizado.

En la margen izquierda aguas arriba del azud se construyó una escollera con unas dimensiones aproximadas de 25 m de largo, 2,5 m de altura y 1 m de anchura en coronación con un ancho de zapata de 2,5 m.

También se construyó una escollera de protección en el talud donde se encontraba el molino. A esta escollera se le dieron unas dimensiones aproximadas de 2,5 m de altura, 1 m de anchura en coronación y alrededor de 20 m de largo.

Posteriormente, y como consecuencia de una crecida ordinaria del río, se produjo la deposición de acarreo hasta la coronación de la escollera. Por encima de la es-

collera se procedió a hacer una revegetación del talud mediante estaquillado con sauce y plantación de 8 fresnos (*Fraxinus excelsior*), 7 alisos (*Alnus glutinosa*) y 4 avellanos (*Corylus avellana*).

Antes de proceder con la construcción de la escollera del talud donde se encontraba el molino, se tuvo que revestir de hormigón la zapata del murete adyacente a la escollera hacia aguas arriba. A pesar de ello, se produjo un descalce de este murete por lo que se rellenó de hormigón.

Demolición de la presa de Datue en el río Bidasoa, Elizondo (ID 6 en la Figura 3).

Azud ubicado aguas abajo de Elizondo de altura 3 m construido de sillería. El presupuesto fue de 12.481,25 € y se ejecutó en el año 2007.

Al año siguiente aguas arriba del azud demolido, la margen izquierda sufrió una desestabilización al caer el arbolado de ribera con pérdida de terreno. Tras la reclamación de los propietarios de la finca urbana contigua, la CHC acometió un muro tipo krainer de 150 m de longitud. El entramado de madera estuvo formado por una base de escollera y una estructura celular con una inclinación 1H/1V de troncos de roble de tamaño homogéneo (de un diámetro superior a 20 cm y de 5 m de longitud), unidos con clavos de acero galvanizado, relleno de tierra y gravas, protegido el frente con estaquillas y estaquillado con estacones de 3 m vivos de sauce. El presupuesto fue de 184.029,70 €.

3.2. Actuaciones en la ZEC Río Leitzaran

Demolición del azud de Lizarkola

Azud ubicado en el paraje de Otita aguas abajo del puente de Unanibia o «de las brujas» de 5 m de altura construido de mampostería (Figura 4). El presupuesto fue de 8.459,84 € y se ejecutó en el año 2008. La obra solo consistió en retirar del cauce el cuerpo de presa ya que como se ha comentado antes en el apartado de diagnóstico, no existía embalse.

Restauración ambiental de la margen derecha del río Leitzaran en el paraje de Oizin

La Diputación Foral de Gipuzkoa redactó el proyecto que consistía en eliminar de la margen derecha una plantación de roble americano (*Quercus rubra*) y el relleno existente creando así unas zonas de encharcamiento (Figura 4) con las avenidas anuales (dos o tres veces al año), que favorecen el hábitat del visón europeo.

La Confederación realizó la obra en el año 2009 y el presupuesto fue de 70.327,20 €.

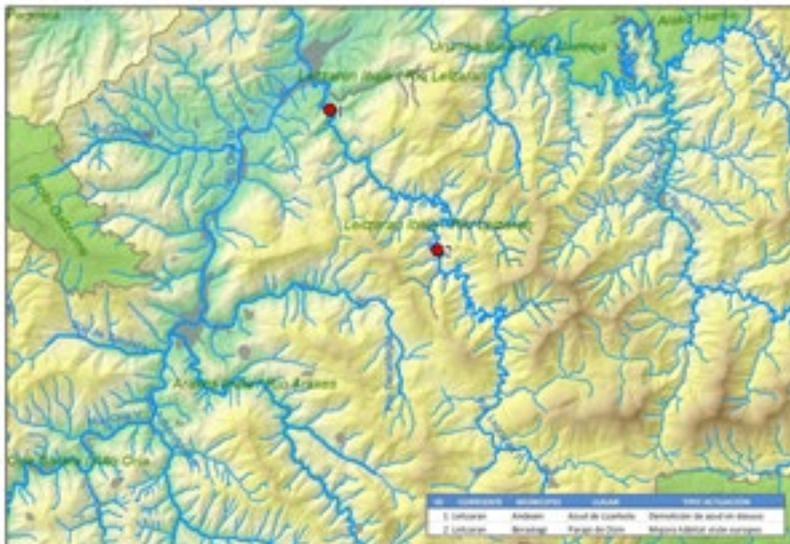


Figura 4. Actuaciones en la ZEC Río Leizaran (Fuente: CHC)

4. SEGUIMIENTO

4.1. ZEC Río Bidasoa

El Gobierno de Navarra desde el año 1990 viene realizando estudios de poblacionales de salmón y de trucha. Los datos de salmón muestran con claridad que a partir del año 2010 la población mínima no baja de 400 ejemplares/año (Figura 5). Las permeabilizaciones de obstáculos realizadas en la cuenca del Bidasoa por las dos administraciones han favorecido el aumento de la población. También se puede observar en la Figura 5 que en los años 2008 y 2009 hubo una bajada brusca de la población. Se sospecha que este descenso poblacional pudiera deberse a las afecciones que provocó en el río la construcción de varios puentes y túneles de la nueva carretera N-121-A.

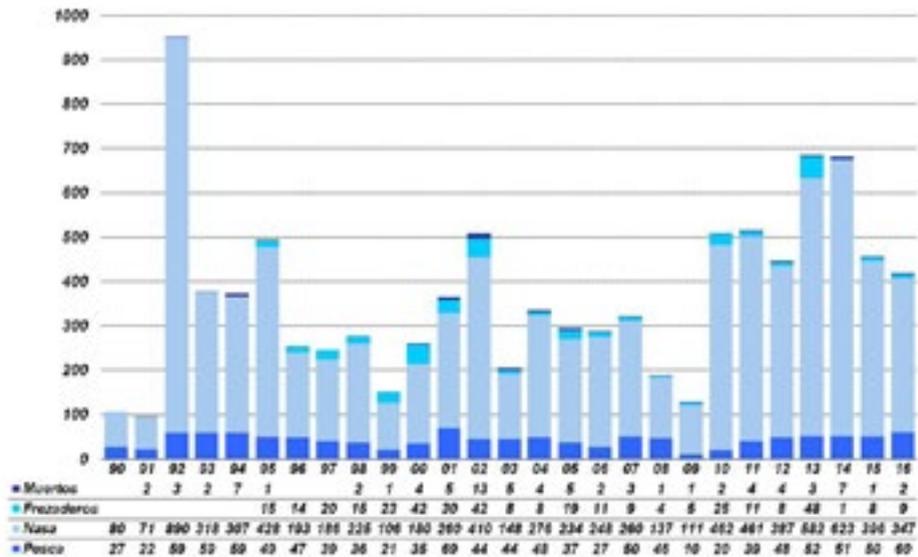


Figura 5. Seguimiento del salmón atlántico en el río Bidasoa (Fuente: Gobierno de Navarra)

4.2. ZEC Río Leitzaran

La Diputación Foral de Gipuzkoa es la gestora de la ZEC y ha venido realizando, mediante trampeo, seguimiento de la presencia de visón en el Leitzaran. Los resultados son negativos, sin ninguna constancia de la presencia de visón en el Leitzaran desde hace años. Para este año, 2017, en el marco del programa LIFE LUTREOLA, se prevé la suelta de varios ejemplares de visón europeos, procedentes de un programa estatal de cría en cautividad.

Actualmente, en el marco del LIFE IREKIBAI, se está estudiando la eficacia de los pasos de peces en diversos azudes (Abaloz y Bazkardo en el río Oría aguas abajo de la confluencia con el río Leitzaran, y Garaikoerrotta y Bertxin en el Leitzaran) y se han marcado salmones con emisores para radioseguimiento de los mismos.

5. BALANCE

A partir del año 2010 y debido a la crisis económica, la Confederación Hidrográfica del Cantábrico no ha vuelto a realizar ninguna obra por falta de presupuesto. Sin

embargo, tanto el Gobierno de Navarra como la Diputación Foral de Gipuzkoa han continuado con trabajos de permeabilización de obstáculos a través de proyectos LIFE. En el LIFE Bidur, ya finalizado, estas dos administraciones trabajaron en la mejora de los ríos Bidasoa y Urumea y en LIFE Irekibai, actualmente activo, se ha sumado la Agencia Vasca del Agua y el ámbito son los ríos Bidasoa y Leitzaran.

Cabe destacar que la Confederación Hidrográfica del Cantábrico, el Gobierno de Navarra y la Diputación Foral de Gipuzkoa fueron premiadas con el galardón «Ríos Vivos 2013», otorgado por AEMS Ríos con Vida, por los trabajos realizados en la recuperación del Bidasoa, así como por el compromiso ambiental y la coordinación institucional.

6. REFERENCIAS

Núñez, J. (1994). *Catálogo de puentes de Gipuzkoa anteriores a 1900*. Centro de Patrimonio Cultural Vasco, Vitoria/Gasteiz, 243 p.

EXPERIENCIAS EN REHABILITACIÓN DE CAUCES EN LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL

María Esther de Castro Arriba¹, Alberto de Anta Montero¹

¹ Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. Comisaría de Aguas. C/ Curros
Enríquez, nº 4. 32003 Ourense. adeanta@chminosil.es



1. INTRODUCCIÓN

La Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, desde su creación, promueve en sus actuaciones una visión integrada de las diferentes variables que conforman la realidad de los cauces fluviales, como son la medioambiental, hidráulica y social, con la finalidad de recuperar o mantener en la medida de lo posible su completa funcionalidad

Claros ejemplos de esa concepción son las rehabilitaciones de dos tramos fluviales: uno en el río Limia, a su paso por el lugar de Ponteliñares, Rairiz de Veiga (Ourense), y otro en el río Sil, a su paso por el lugar de Flores del Sil, Ponferrada (León).

En el primero de los casos se pretendía la recuperación de un antiguo meandro anulado como consecuencia de la canalización con trazado rectilíneo del río Limia en los años 50, buscando mejorar su conectividad lateral con sus llanuras de inundación y el hábitat ripícola y los ecosistemas acuáticos. En el segundo caso se pretendía la rehabilitación de un antiguo brazo secundario del río Sil anulado como consecuencia de la ejecución de una mota de protección de una plantación de chopos, con el objetivo de recuperar su funcionalidad ambiental y el bosque autóctono de ribera, así como mejorar el comportamiento hidráulico del río.

2. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN

Un río no es sólo una corriente de agua continua y más o menos caudalosa que va a desembocar en otra, en un lago o en el mar. Un río es más que agua y territorio, es una entidad compleja, que transporta agua, sedimentos y otras sustancias, constituye el hábitat para el desarrollo de ecosistemas diversos, que se transforma en el tiempo y el espacio, que es fuente de riqueza y favorece el desarrollo social y económico...

Los ríos en España han sido objeto en el pasado de un uso intensivo y una explotación de sus recursos que no ha tenido en cuenta la integridad de su funcionamiento como ecosistemas y sistemas complejos. En consecuencia, se requiere un nuevo enfoque en su gestión y aprovechamiento más acorde con los principios de desarrollo sostenible y los objetivos de la Directiva Marco del Agua.

Por ello, los proyectos de restauración o rehabilitación de cauces alterados y modificados por presiones y acciones antropogénicas han de contemplar estas variables, con la finalidad de recuperar o mantener en la medida de lo posible su completa funcionalidad.

La Confederación Hidrográfica del Miño-Sil contempla una nueva concepción de los ríos, desarrollando nuevas líneas de actuación sobre su gestión que permitan actualizar los enfoques y objetivos. Así, se ha diseñado una política de conservación y restauración de los ríos con una visión integral de los ecosistemas que posibilita un aprovechamiento más sostenible de los recursos hídricos. Gracias a ello se han conseguido resultados de gran valor y beneficio para los ríos, marcando un cambio estratégico en los aspectos relacionados con el uso de las aguas y el control de su calidad.

Enmarcadas dentro de esta nueva concepción, se han definido nuevas líneas de actuación para alcanzar el objetivo principal de conseguir el buen estado de las masas de agua de acuerdo con la DMA, especialmente en los aspectos relativos a las condiciones hidromorfológicas de los cauces y sus riberas, que permitan recuperar la dinámica y resiliencia de los sistemas fluviales y fomenten cada vez en mayor medida su restauración y conservación.

El objetivo fundamental de estas actuaciones debe ser la consecución del buen estado de la masa de agua, teniendo en cuenta los indicadores de calidad físico química de las aguas, los indicadores biológicos de los ecosistemas vinculados, y los indicadores hidromorfológicos, y en consecuencia, el mantenimiento o recuperación de la funcionalidad del sistema río.

De esta forma, la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil ha llevado a cabo diversas actuaciones de restauración y rehabilitación de cauces modificados, entre las que se pueden destacar las rehabilitaciones de tramos fluviales y del río Limia, a su paso por el lugar de Ponteliñares, Rairiz de Veiga (Ourense), y del río Sil, a su paso por el lugar de Flores del Sil, Ponferrada (León) (Figura 1). En ambos casos se han llevado a cabo actuaciones destinadas a la recuperación de los antiguos cursos fluviales abandonados o desconectados como consecuencia de obras de canalización anteriores o de las alteraciones hidromorfológicas derivadas de la propia actividad humana.



Figura 1. Localización de actuaciones en el ámbito de la Demarcación hidrográfica del Miño-Sil.

3. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

La problemática principal detectada en los tramos fluviales alterados de ambos cauces resulta similar. En ambos ríos, la actividad antropogénica ha dado lugar a la anulación de antiguos meandros o brazos secundarios, forzando la circulación por un nuevo tramo canalizado o por el curso principal.

En el caso particular del río Limia, la canalización del propio río, realizada con la finalidad de favorecer el drenaje de zonas húmedas y la obtención de nuevas zonas para el aprovechamiento agrícola en los años 50, provocó la desconexión y abandono de los antiguos meandros. En el caso del río Sil, la plantación de choperas y la ejecución de motas para su protección provocaron la colmatación y anulación de un brazo secundario.

Ahora bien, cada uno de los casos anteriores presenta problemáticas o condicionantes adicionales.

Así, en el caso del río Limia, la propia canalización del cauce y el desarrollo de una intensa actividad agraria (ganadera y agrícola), motor económico de la comarca,

provocaron una gran alteración hidromorfológica del cauce, así como un retroceso notable del bosque de ribera (que incluso llega a desaparecer) y una reducción de la biodiversidad, alteración más grave si cabe dado que el río discurre por la ZEPA de A Limia (Figura 2). Además se produce un incremento de la aportación de nutrientes y contaminación difusa en las aguas continentales, lo que debido a la ausencia de vegetación ripícola que los asimile y retenga, permite su llegada al embalse de As Conchas existente aguas abajo, agravando el estado eutrófico. Todo ello da lugar a un empeoramiento del estado ecológico de las respectivas masas de agua.

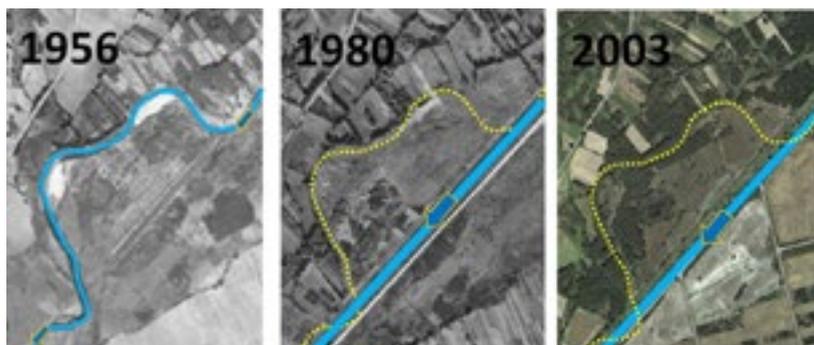


Figura 2. Planta de evolución histórica del río Limia a su paso por Ponteliñares – Rairiz de Veiga. (Ortofotografías aéreas: Vuelo Americano 1956 – Vuelo interministerial 1973/1986 – PNOA 2003).

Por otro lado, en el caso del río Sil, a su paso por el lugar de Flores del Sil, Ponferrada, la ejecución de la presa de Bárcena aguas arriba provocó la reducción del cauce activo, favoreciendo la ocupación de las llanuras de inundación por diferentes usos, como el caso de plantaciones de choperas, y sus consiguientes obras de defensa, dando lugar a su vez a la anulación del curso fluvial secundario y generando una disminución de la capacidad hidráulica de desagüe y de laminación de las avenidas, y en consecuencia, el aumento de la peligrosidad y el riesgo de inundación en las zonas urbanas del propio núcleo de Ponferrada y de aglomeraciones urbanas próximas (Figura 3).

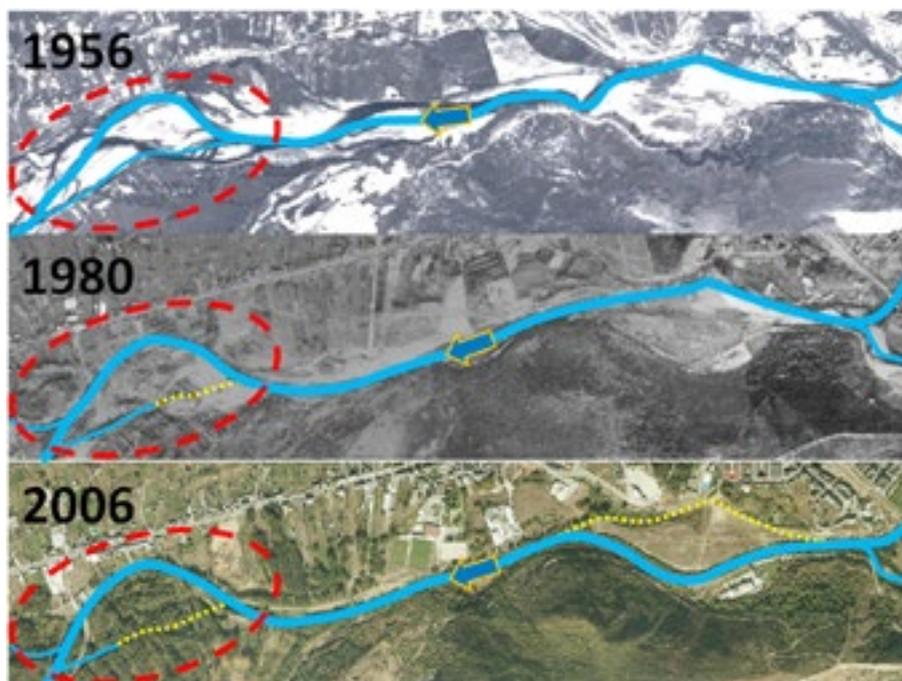


Figura 3. Planta de evolución histórica del río Sil a su paso por Flores del Sil – Ponferrada. (Ortofotografías aéreas: Vuelo Americano 1956 – Vuelo interministerial 1973/1986 – PNOA 2006).

4. IMAGEN OBJETIVO

Como ya se ha venido indicando, la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil planteó la ejecución de sendos proyectos de rehabilitación de los antiguos cauces fluviales de los ríos Limia y Sil a través de un enfoque integrador con nuevas líneas de actuación para alcanzar el objetivo principal de conseguir el buen estado de las masas de agua de acuerdo con la DMA, y al mismo tiempo dar cumplimiento a otras normativas sectoriales como la Directiva de Hábitats o la Directiva de Inundaciones, y compatibilizar su funcionamiento con los distintos usos del territorio.

De esta forma, en el caso del río Limia en Rairiz de Veiga, se buscaba la apertura y rehabilitación parcial del meandro anulado como consecuencia de la canalización del río, buscando recuperar su morfología anterior y mejorando su vegetación ripícola y los hábitats acuáticos asociados. Ahora bien, no fue posible contemplar la rehabilitación total del meandro, ya que el proyecto se integraba en un proyecto LIFE+ del programa de Gobernanza destinado a demostrar la viabilidad de reducir

las concentraciones de nitratos en las aguas continentales gracias al poder auto-depurador de propio cauce y de su vegetación ripícola. De este modo se consideró recuperar la funcionalidad y condiciones originales de forma parcial, favoreciendo la conectividad transversal del río actual con su cauce original y con sus llanuras de inundación con caudales superiores al caudal medio. De esta forma, se procuraba la mejora de los ecosistemas asociados a las masas de agua superficiales, permitiendo un mayor desarrollo y recuperación de las masas de vegetación de ribera, de manera que actuasen como sistemas de retención de los nutrientes presentes en las aguas.

Por otro lado, en el caso del río Sil en Ponferrada, se pretendía la apertura y rehabilitación del brazo secundario anulado como consecuencia de la plantación de choperas y de la mota de protección, recuperando su morfología original, así como los ecosistemas acuáticos asociados, y al mismo tiempo, devolviendo al río su espacio y la funcionalidad del sistema en situaciones de avenida, gracias a la mejora de la capacidad hidráulica y de laminación.

5. ACTUACIONES REALIZADAS

Como ya se ha indicado, entre otros objetivos, el proyecto LIFE+ Regenera Limia pretende demostrar que una mejora de la conexión del río Limia con sus llanuras aluviales favorece la retención de nutrientes de forma natural y mejora la composición de los ecosistemas acuáticos. La obra de rehabilitación, ejecutada durante los meses de septiembre y octubre de 2016, contempla básicamente (Figuras 4 y 5):

1. Realización de obras de drenaje en el vial de servicio para la conexión transversal del río Limia con su antiguo meandro y sus vegas en situación de crecida.
2. Recuperación del cauce mediante excavación siguiendo el trazado del antiguo meandro del río Limia, con formación de pequeñas depresiones a modo de humedal a lo largo del mismo.
3. Plantación de arbolado autóctono y mejora de la composición de la vegetación en la zona de actuación que favorezca la asimilación de nutrientes y la mejora de los ecosistemas existentes.



Figura 4. Esquema de actuaciones en el río Limia a su paso por Ponteliñares – Rairiz de Veiga.



Figura 5. Fotos de ejecución de rehabilitación y estado final del río Limia en Ponteliñares – Rairiz de Veiga. a) Excavación para la apertura del cauce; b) Estado final de obra de entrada al cauce; c) Estado final del cauce rehabilitado; d) Formación de humedal en cauce rehabilitado.

En el caso del río Sil, las actuaciones tenían por objeto la rehabilitación del antiguo brazo secundario del río Sil, con la consiguiente recuperación ambiental y la mejora del comportamiento hidráulico frente a episodios de avenida (Figuras 6, 7 y 8). La obra de rehabilitación se ejecutó entre los meses de junio de 2009 y marzo de 2010 y contempló básicamente dos acciones:

1. Eliminación de la mota existente y recuperación del cauce secundario por el trazado del antiguo brazo del río Sil mediante excavación ligeramente por debajo del nivel freático.
2. Trabajos de protección y tratamiento del talud de la margen derecha del brazo principal del río Sil mediante técnicas de bioingeniería (muro krainer y manta orgánica).



Figura 6. Esquema de actuaciones en el río Sil a su paso por La Martina – Ponferrada.



Figura 7. Foto aérea del estado final en el río Sil a su paso por La Martina – Ponferrada.

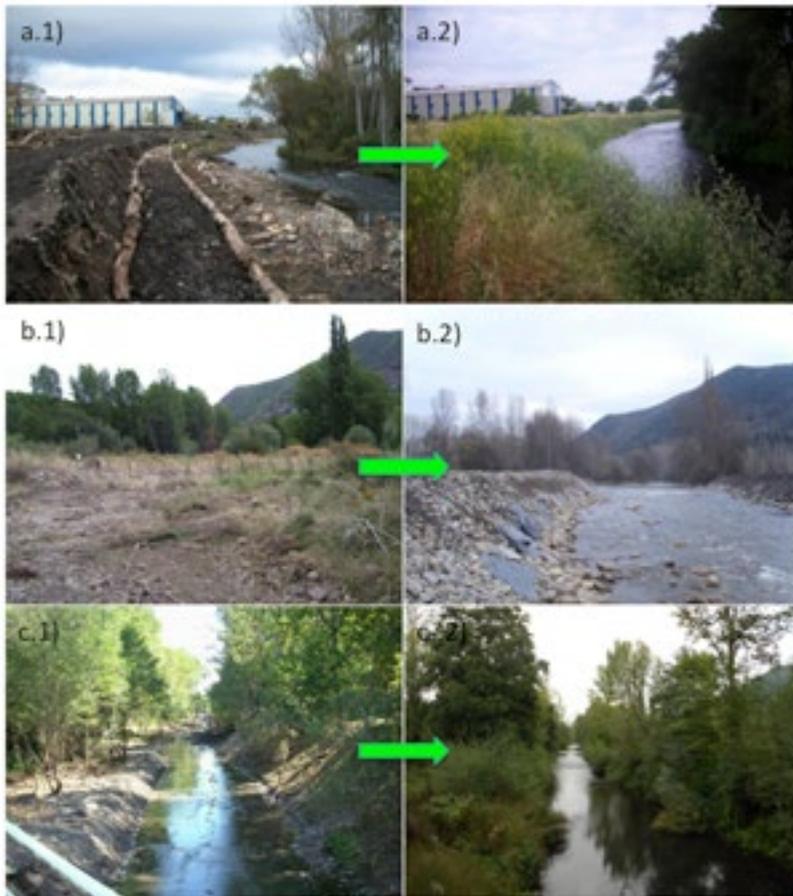


Figura 8. Fotos de ejecución rehabilitación y estado final del río Sil a su paso por La Martina – Ponferrada. a.1) Ejecución de defensa mediante bioingeniería; a.2) Estado final del tratamiento; b.1) Relleno antropogénico entrada brazo secundario; b.2) Estado final de la apertura del brazo secundario; c.1) Excavación del cauce del brazo secundario; c.2) Estado final de la apertura del brazo secundario

6. SEGUIMIENTO

Dentro del marco del el proyecto LIFE+ Regenera Limia, una vez finalizada la recuperación del meandro del río Limia en octubre de 2016, comenzaron las labores de seguimiento de la evolución de calidad del agua tras su paso por el nuevo cauce, así como de la mejora del ecosistema regenerado, y que se prolongará hasta junio de 2019. Para ello, se ha desarrollado un sistema de seguimiento de los distintos

parámetros de calidad de agua y de indicadores biológicos que permitirán conocer el funcionamiento de la actuación, es decir, demostrar la capacidad autodepuradora del meandro recuperado y de regeneración de nuevos ecosistemas y especies, como anfibios y macroinvertebrados.

En el caso del río Sil, se ha podido observar una gran evolución y regeneración del bosque de ribera y de los ecosistemas acuáticos, así como la recuperación hidromorfológica del cauce, por el que circula agua durante todo el año. Asimismo, se ha podido comprobar mediante modelos matemáticos hidráulicos un notable incremento de la capacidad hidráulica del cauce al recuperar la funcionalidad de sus llanuras de inundación durante las crecidas, de forma que por el brazo secundario llegaría a circular hasta el 50 % del caudal de avenida.

TRABAJOS DE RESTAURACIÓN FLUVIAL REALIZADOS POR LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO EN LA PROVINCIA DE LEÓN

José Ignacio Santillán Ibáñez¹, Nuria Paz Pardo Crespo²

¹ Confederación Hidrográfica del Duero. Comisaría de Aguas.
jsi@chduero.es

² Junta de Castilla y León. Consejería de Educación.
nppardo@educa.jcyl.es



1. INTRODUCCIÓN

La implantación de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos para el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua, junto con las modificaciones de la Ley de Aguas y su Reglamento y el Plan Hidrológico de Cuenca, han supuesto un cambio en la tipología de las actuaciones de la Confederación Hidrográfica del Duero tendentes a la mejora ambiental de nuestros ríos, con actuaciones que no solo han conseguido esta mejora, sino que además han aumentado las condiciones de seguridad para personas y bienes.

Las actuaciones se han centrado principalmente en la mejora de la continuidad longitudinal (con más de 65 demoliciones de azudes y pequeñas presas) y de la continuidad lateral (con más de 40 km de motas eliminadas y/o retranqueadas) de los ríos y arroyos de la provincia de León dentro de la Demarcación del Duero.

2. OBJETO Y JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

Algunos de los ríos y arroyos de la provincia de León crean problemas durante los episodios de avenidas, problemas que en muchas ocasiones están provocados por las propias intervenciones humanas sobre el cauce o sobre su llanura de inundación.

La Confederación Hidrográfica del Duero, consciente de esta problemática, se ve obligada a actuar para mitigar o disminuir estos problemas, pero actuando de forma que se cumpla con los principios ordenados por la Directiva Marco del Agua (DMA) y la Directiva de Inundaciones (DI) (Figura 1). Esto obliga a mejorar el estado ecológico de las masas de agua y a aumentar, en la medida de lo posible, su conexión con la llanura de inundación, con la finalidad de mejorar la laminación de avenidas, disminuyendo los daños ocasionados por estas.

Dentro de las actuaciones llevadas a cabo en la provincia de León por la Confederación Hidrográfica del Duero cabe destacar las dirigidas a la mejora de la continuidad longitudinal (demolición de azudes) y de la continuidad lateral (retirada y/o retranqueo de motas y escolleras).

Aunque las actuaciones han sido muy dispersas y de diferente relevancia (se ha llevado a cabo la demolición de más de 65 azudes y se han eliminado y/o retran-

queado más de 40 km de motas), se pueden destacar algunas actuaciones que por su entidad e importancia han resultado muy positivas y con una cierta repercusión social que ha facilitado la ejecución de nuevas actuaciones.

En cuanto a la continuidad lateral, la obra más emblemática que se ha ejecutado es el «Proyecto de Mejora Ecológica del Río Órbigo, Tramo I, provincia de León». Este proyecto constituye el primero de los tres tramos proyectados y que es ejecutado con una visión de conjunto y no como una actuación de carácter puntual. El proyecto inicial fue fragmentado (fundamentalmente por cuestiones económicas) en tres proyectos de obras, ya que la zona de estudio comprende la totalidad del río con una longitud de 108 km. La fragmentación en proyectos separados se realiza manteniendo la unidad de todos ellos en cuanto a las repercusiones, mejoras y comportamiento general del río ante el conjunto de actuaciones proyectadas.

El río Órbigo nace de la confluencia de los ríos Luna y Omaña, en lo que se podría considerar un tramo medio de río (Figura 2). El río Luna es un río regulado por el embalse de Barrios de Luna, con una capacidad de 308 hm³ y cuya principal función es el riego, aunque también es utilizado para el abastecimiento de varias poblaciones, entre ellas León, y la producción eléctrica. El río Omaña es un río en régimen natural.



Figura 1. Delimitación de la Demarcación Hidrográfica del Duero.

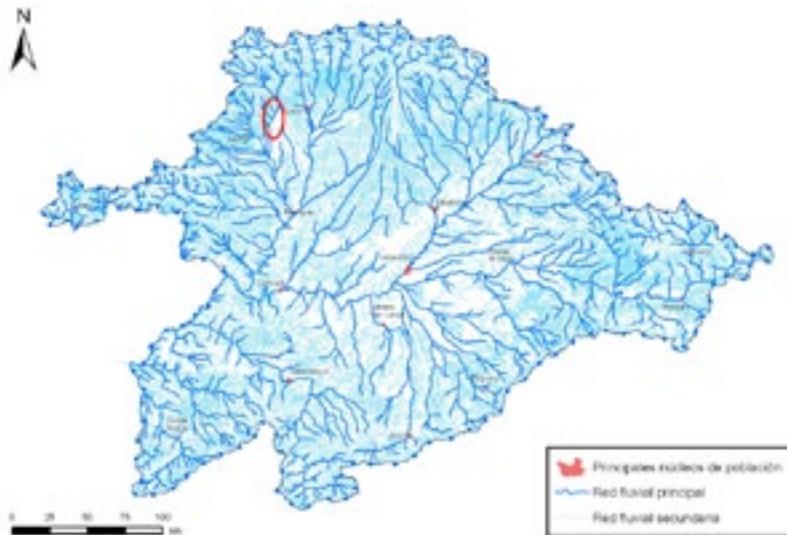


Figura 2. Zona de actuación del Proyecto de Mejora Ecológica del Río Órbigo, Tramo 1.

Al tratarse de un río regulado parcialmente tiene unas características especiales, ya que sufre la inversión de caudales durante el estiaje en algunos tramos, aunque mantiene avenidas con caudales importantes y en ocasiones cercanos al régimen natural, especialmente en primavera, por la aportación de caudales del río Omaña y por los desembalses del río Luna para mantener los resguardos de seguridad.

Que se trate de un río regulado ha provocado que la población y la propia CHD lo consideren regulado a efectos de urbanismo y usos del suelo, creándose una imagen de falsa seguridad. La invasión de las llanuras de inundación y los cambios de uso del suelo han anulado, en muchos casos, los efectos de laminación del embalse, produciéndose con una cierta frecuencia situaciones de peligro para algunas poblaciones y provocando daños económicos sobre determinados bienes.

Como objetivos principales del proyecto están la mejora ecológica del río (ya que era un río con muchas alteraciones hidromorfológicas por la existencia de múltiples estructuras de tipo mota y escollera) y la disminución de los daños y riesgos por inundación.

El tramo 1 del proyecto tiene una longitud de 23,5 km pertenecientes al LIC ES-02OLICSES4130065, Riberas del Río Órbigo y Afluentes. El principal problema de este tramo era la pérdida de la conexión del cauce con su llanura de inundación debido a la existencia de defensas longitudinales de tipo mota y escollera. Con la realización del inventario se detectó que de los 23,5 km de longitud (47 km de

márgenes), 12,5 km estaban canalizadas mediante motas y escolleras, es decir, un 25% de las márgenes estaban alteradas.

También existía un azud totalmente infranqueable para la ictiofauna y los sedimentos, pero al disponer de concesión y estar en uso para el abastecimiento de la ciudad de León y el riego de 9.000 ha, no pudo ser demolido y tuvo que ser permeabilizado. Para conseguir la franqueabilidad se procedió a la escotadura del azud, por la parte central, en una longitud de 15 m, instalando unos perfiles que permiten poner tabloncillos, convirtiéndolo en semidesmontable.

La situación de canalización del río, previa a las obras, provocaba daños por inundación y erosión muy frecuentes y daños económicos elevados. Esto estaba obligando a la Administración a realizar inversiones de forma continua, ejecutando nuevas protecciones para evitar daños, corrección de erosiones y dragados. De hecho, la canalización a menudo provoca incisión severa en algunos tramos por las altas velocidades de las aguas, que movilizan el sedimento del lecho del cauce en cantidad muy superior a la natural y zonas de sedimentación donde se acumulan los sedimentos arrastrados.

La incisión hace que las defensas se descalcen y colapsen, por lo que la sociedad solicita inmediatamente la reposición y ampliación de estas defensas, y así de forma continua y reiterada en el tiempo con demanda de grandes inversiones y peticiones de responsabilidad patrimonial contra la Administración.

En zonas canalizadas, debido a la sección insuficiente, la acumulación de sedimentos e incluso lo que constituyen espesores de sedimento normales, se considera como una pérdida de sección útil y por tanto una amenaza para la seguridad en avenidas, por lo que nuevamente la sociedad se moviliza para demandar dragados masivos.

Los fenómenos de incisión y sedimentación típicos de las zonas de canalización y rectificación, junto con las demandas de la sociedad y una Administración paternal con instinto de protección, provocan la entrada en un círculo vicioso de continuas actuaciones que acentúan todavía más estos procesos, y que tras la falsa conciencia de protección inicial, aumenta considerablemente los riesgos de daños durante las avenidas (mayor incisión, mayor sedimentación y aumento de la energía con riesgo de destruir las defensas provocando daños mucho más graves).

El cambio de planteamiento del Proyecto, con respecto a los proyectos tradicionales de protección mediante defensas, en el que las actuaciones contempladas se basan en el aumento de la llanura de inundación, la laminación de avenidas y la recuperación de una hidráulica más parecida a la natural (con procesos de erosión- sedimentación continuos, erosiones de terrenos ya consolidados y compatibilización de los aprovechamientos con la inundación) obligaron a la Confedera-

ción a poner en marcha un intenso proceso de participación pública. Este proceso, puesto en práctica en los municipios de Cimanos del Tejar, Llamas de la Ribera, Carrizo de la Ribera, Turcia y Santa Marina del Rey, debía cumplir con varios objetivos de forma que la población afectada, los ribereños, pudieran ser conocedores de lo que la Administración pretendía poner en práctica, pudieran entender los mecanismos y prioridades de las actuaciones, participar en la toma de decisiones, pero sobre todo, debían permitir que se realizara, es decir, ejecutarlo sin entrar en conflicto con la población.

Esto exigió un gran número de reuniones con los ayuntamientos, entidades locales menores y con la población interesada a través de diferentes jornadas de puertas abiertas, con una participación media de 50 personas por municipio. También se realizaron diferentes actividades con 98 alumnos de los colegios locales para explicar de forma clara cómo funciona un río y en qué estado se debe encontrar, en definitiva educación fluvial. Esto es una gran ayuda para el proyecto puesto que lo que se transmite a los niños y las niñas en las aulas, se les transmite también a las personas adultas a través de los propios menores. De hecho, cuando estos se lo comunican a sus adultos (generalmente padres, madres y familiares), lo aceptan mejor que si se lo transmiten adultos desconocidos. Más aun cuando son reticentes a las actuaciones planteadas.

Las actividades de educación ambiental en las aulas y en concreto las relacionadas con la restauración de ríos son básicas y fundamentales para poder ejecutar ciertas actuaciones y para ir cambiando las ideas tan arraigadas en las que se considera que un río en buen estado, es aquel, que se encuentra confinado, canalizado, rectificado y a ser posible con paseos adoquinados o asfaltados, carriles bicis, parques infantiles, etc. sobre el cauce de aguas altas.

Como ejemplo de deterioro del estado ambiental e hidráulico por las causas antes citadas tenemos el ejemplo del río Bernesga aguas abajo de la ciudad de León. Son 18 km de río hasta su desembocadura en el río Esla y que a pesar de incluirse en su totalidad con el LIC-ES020LICSES4130079, Riberas del Esla y afluentes, es uno de los tramos de río con más problemas ambientales, hidráulicos y económicos de la provincia de León y, posiblemente, de la cuenca del Duero.

Se trata de un tramo sin motas que impidan el desbordamiento, sin azudes que fragmenten la continuidad longitudinal y sin que se ocasionen desbordamientos, por lo que a priori parece una situación ideal. Sin embargo, nada más lejos de la realidad, puesto que se trata de un tramo canalizado y rectificado con una incisión que supera los 5 metros en muchas zonas. En este tramo se han tenido que realizar actuaciones de urgencia en puentes para evitar su descalzamiento y hasta la demolición de uno de ellos tras su colapso en el año 2015 (Figura 3). La profundi-

dad del lecho ha provocado la bajada del nivel freático, haciendo que los terrenos sean menos productivos, arroyos cada vez más estacionales y la falta de disponibilidad de agua en pozos. Las consecuencias de la incisión se están poniendo de manifiesto en muchos ríos, por lo que el coste económico para la sociedad del deterioro de los cauces fluviales es alto, aunque no se ha realizado una evaluación económica detallada que pueda dar una idea clara de las consecuencias reales de este problema.



Figura 3. Colapso del puente en el río Bernesga causado por la incisión.

Durante los últimos años se ha tratado de mejorar la situación del río mediante aportaciones puntuales de sedimento de unos 10.000 m³. Estas aportaciones poseen un carácter testimonial puesto que la Confederación Hidrográfica del Duero ha evaluado que el tramo señalado tiene un déficit de entre 800.000 y 1.000.000 de m³. Los cálculos han sido realizados por diferencia entre las secciones consideradas como naturales y las actuales a lo largo de toda la longitud de estudio.

Entre las actuaciones de mejora de continuidad longitudinal realizadas en León, cabe destacar la denominada demolición del azud de la Gotera en el río Bernesga (Figura 4), ejecutada en 2010. Aunque se encuentra fuera de la Red Natura 2000, se enmarca dentro de una Reserva de la Biosfera. Su altura de casi 10 m y la gran acogida del vídeo en su versión inglesa, colgado en YouTube dentro del canal de la Confederación Hidrográfica del Duero (<https://www.youtube.com/watch?v=G-vr4WXH9Sd0>) con más de 3,5 millones de visitas, ha convertido esta demolición en un estandarte de la restauración de la continuidad longitudinal, facilitando la ejecución de otras actuaciones de esta tipología en la provincia de León.



Figura 4. Ejecución de las obras de demolición del azud de la Gotera en el río Bernesga.

3. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

Normalmente, antes del inicio de los trabajos de inventario y análisis ya se tiene una idea bastante aproximada de la problemática existente, puesto que la simple elección de los ríos candidatos a actuaciones de mejora se basa en problemas previamente detectados (baja calidad ambiental, escasa continuidad lateral o longitudinal, daños económicos por inundación...).

Una vez elegido el candidato con base en criterios objetivos, se realiza un estudio pormenorizado de la zona que permita un análisis adecuado y que pueda garantizar que la problemática real se corresponda con la problemática estimada que lo convirtió en candidato. También se debe estudiar si se pueden revertir los problemas detectados, de forma que se pueda alcanzar un buen estado y realizar análisis de coste beneficio que justifiquen económicamente la idoneidad de las medidas contempladas. Finalmente se debe realizar una valoración objetiva con respecto a otros proyectos candidatos.

El caso del río Órbigo era un caso muy claro en cuanto a las causas de su problemática. La existencia de motas y escolleras producían una canalización tal, que impedían el desarrollo de la vegetación de ribera, alteraba los procesos naturales de erosión-sedimentación, pérdida de llanura de inundación y por tanto de la función de laminación de avenidas, aumento de la velocidad de las aguas en avenidas,

daños económicos, etc. De esta forma el análisis permite estudiar otros factores como la calidad de las aguas, la granulometría de los sedimentos, la estructura del ecosistema mediante indicadores biológicos, presencia y estado de conservación de las poblaciones de especies protegidas, grado de protección de la zona de actuación, etc. La combinación de toda esta información permite establecer los criterios de priorización con la solidez necesaria como para garantizar que de la inversión a realizar se obtiene el máximo beneficio. Esto permite también la eliminación de posibles candidatos cuyo resultado final estén abocados al fracaso, si por ejemplo, se pretende mejorar las condiciones hidromorfológicas de un cauce cuya calidad de las aguas es deficiente, el nivel alcanzado será un fracaso a nivel de mejora global. Esto es especialmente importante cuando se trata mejorar el estado de las masas de agua dentro del plan de medidas contemplado en el Plan Hidrológico de Cuenca. Si se realiza una intervención que supone una inversión económica, la inversión debe garantizar que la masa de agua mejora y que se cumple con las mejoras establecidas en el plan hidrológico correspondiente. Si una masa de agua se encuentra en mal estado por motivos hidromorfológicos y por calidad de las aguas, su mejora, supondría actuar en dos ámbitos diferentes. En cambio con una inversión similar se mejorarían dos masas de agua que solo tengan uno de los dos problemas (suponiendo tramos homogéneos).

Aunque el objetivo debería ser la mejora de todas las masas de agua y que todas alcancen el buen estado, la realidad es que los recursos económicos son escasos, limitados e insuficientes, por lo que deben ser utilizados con criterios de máxima rentabilidad y en esta rentabilidad se debe incluir la valoración de la disminución de daños y la de evitar gastos futuros en actuaciones.

En cuanto a la continuidad longitudinal, su análisis resulta mucho más sencillo, ya que la franqueabilidad, en muchas ocasiones, se puede establecer con una sencilla toma de datos y la priorización se realiza en función de las especies y poblaciones piscícolas presentes, el grado de compartimentación y, en ocasiones, los daños producidos por inundación por sobreelevación de la lámina de agua. Puesto que estas actuaciones, en su mayoría, tienen un bajo coste económico, las estructuras disponibles para demolición son escasas y además suelen verse comprometidas por las quejas y protestas de la población local, por lo que se suele utilizar el criterio de oportunidad.

4. CONDICIÓN DE REFERENCIA E IMAGEN OBJETIVO

La condición de referencia se establece a partir de los datos históricos disponibles (cartografía y fotografía aérea antigua), aunque teniendo en cuenta que se trata

de una información puntual en la que se pone de manifiesto la situación existente en ese momento, sin presuponer, que el estado observado sea un estado ideal, ya que puede tratarse de un estado alterado por diversas causas. También se establece el estado de referencia a través del estudio histórico de otros ríos de similares características.

En la provincia de León y dentro de la demarcación del Duero, los problemas más graves son los de canalización, rectificación, estrechamiento, incisión y compartimentación, que impiden la continuidad lateral y longitudinal de los cauces con una consecuencia general que es la erosión vertical o incisión, lo que está ocasionando perjuicios económicos y ambientales en diferentes grados según los ríos y tramos de los mismos.

La imagen objetivo se establece de forma que se acerque lo más posible a la imagen de referencia, pero a su vez debe ser realizable y alcanzable, es decir, que puedan llevarse a cabo al ir asociados a proyectos que deben ser ejecutados. El que deba ser ejecutable no quiere decir que el gestor no deba hacerlo con la mayor ambición posible para conseguir el mayor acercamiento hacia la condición de referencia.

5. ACTUACIONES REALIZADAS

En el proyecto ejecutado en el río Órbigo se ha permeabilizado un azud con una reconexión de 22 km de cauce, se han eliminado 10,5 km de motas y escolleras, 5,2 km de motas retranqueadas, recuperación de 300 ha de llanura de inundación y se han recuperado 10 km de brazos secundarios. Dentro del río Órbigo, aunque fuera del tramo I del proyecto, pero dentro de lo que correspondería a los tramos II y III, se han eliminado 4 km de motas adicionales, que por su urgencia no podían esperar a la dotación presupuestaria necesaria para la ejecución de estos proyectos, vertiendo los sedimentos al río (Figura 5).



Figura 5. Ejecución de las obras del «Proyecto de Mejora Ecológica del Río Órbigo, Tramo I, provincia de León».

Como ya se ha citado ya a nivel de la provincia y en diferentes actuaciones se han demolido más de 65 azudes y retirado 25 km de motas adicionales a fecha de junio de 2017.

6. EJECUCIÓN Y SEGUIMIENTO

La ejecución de los diferentes proyectos se ha realizado con mayor o menor dificultad, dificultad que casi nunca es de carácter técnico, sino de carácter social y de tradición, puesto que la población afectada no suele asociar las mejoras ambientales o hidráulicas con la eliminación y demolición de estructuras, sino con la construcción de las mismas. Esto provoca, en ocasiones, oposición por parte de la población ribereña, que obliga a la Administración a exponer, explicar, invitar a la población la participación y a la ayuda en la toma de decisiones y, en definitiva, a realizar intensas campañas locales de participación pública y educación fluvial. Esta labor suele ser muy tediosa y en ocasiones frustrante, pero es la base del éxito de cualquier proyecto de restauración fluvial en el que se pretenda tener una cierta garantía de éxito.

El seguimiento de los proyectos es la fase del mismo a la que menos recursos se dedican y probablemente es una de las asignaturas pendientes de la restauración

fluvial. En la provincia de León se realizan seguimientos irregulares (en función de las disponibilidades económicas). Este sería un aspecto a mejorar ya que el resultado final y real sólo puede ser evaluado correctamente a través de la toma de datos sistemática y continuada de forma que el menor o mayor grado de éxito o de fracaso, sus consecuencias económicas y la justificación de estos proyectos sólo puede demostrarse mediante estudios rigurosos.

RESTAURACIÓN AMBIENTAL EN EL DIAPIRO DE AÑANA. LAGO DE CAICEDO YUSO Y ARREO Y ARROYO LA MUERA DEL VALLE SALADO

Joseba Carreras de Bergaretxe¹, Mikel Sarriegi Etxezarreta²

¹ Diputación Foral de Álava. Sección de Espacios Naturales y Biodiversidad. Plaza Provincia 4, 01001 Vitoria-Gasteiz. jcarreras@araba.eus

² BASOINSA S.L. Ingeniería medioambiental. D. Luis Bilbao Libano 11-entr, 48940 Leioa. msarriegi@basoinsa.com

1. INTRODUCCIÓN

El Diapiro de Añana es un Biotopo Protegido situado en el suroeste de Álava de apenas 14 km² de superficie que abarca el ámbito geológico producido por el ascenso halocinético de materiales del Trías Keuper a través de más de 5.000 metros de series mesozoicas y terciarias. En su extremo sur se encuentra el único lago natural de Euskadi sobre chimenea de yesos, singularidad en la península y Europa, declarado ZEC ES2110009 en 2016. Si bien en su parte más profunda alcanza los 24 metros, el 70% de su superficie no supera los 2,5 metros y aunque no es de mucha salinidad, alberga pequeños manantiales hipersalinos en su vaso lagunar.

En el extremo norte del Diapiro se sitúa el Valle Salado, enclave de sobresaliente valor geológico, arquitectónico, arqueológico y cultural con explotación salina desde hace más de 3000 años. Ambos espacios están declarados Humedales RAMSAR de Importancia Internacional.

El Departamento de Medio Ambiente y Urbanismo de la Diputación Foral de Álava entre los años 2013-2016 ha abordado la restauración ambiental del lago en el marco del Proyecto LIFE 11 NAT/ES/707 LIFE TREMEDAL y en 2014-2017 la del arroyo de La Muera, eje principal del Valle Salado.

2. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

El principal objetivo de este proyecto de restauración fue la mejora del estado ecológico del lago de Caicedo Yuso o lago de Arreo y su entorno (Figura 1). Las fincas agrícolas de alrededor del lago afectaban a la calidad del agua y los hábitats, debido al continuo desbroce de la vegetación, la contaminación difusa provocada por la aplicación de abonos inorgánicos y productos fitosanitarios, así como el depósito de material proveniente de los terrenos sin cubierta vegetal. El lago además alberga especies exóticas invasoras. Se pretende corregir estos efectos y valorizar y reordenar el uso social del entorno.



Figura 1. Lago de Caicedo Yuso o lago de Arreo y su entorno.

En el Valle Salado (Figura 2), debido al abandono y derrumbamiento de la explotación de la sal a finales del siglo XX, la rápida restauración de las eras en el nuevo Plan Integral deterioraron el cauce del arroyo La Muera poniendo en riesgo sus valores biológicos y la rica y variada fauna invertebrada y flora halófila. El objetivo es restaurar el lecho del arroyo para que recupere su potencial biodiversidad, valorizarla y compatibilizarlo con la restauración de eras, la explotación salina y la actividad turística y cultural.



Figura 2. Panorámica del Valle Salado.

3. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

Se identificaron 14 parcelas del entorno del lago, de las que 5 de ellas que suponían el 80% de la superficie estaban dedicadas a cereal. Las otras, de pequeño tamaño, estaban cubiertas de matorral o de formaciones de vegetación de ribera. Los resultados del programa de seguimiento de humedales del País Vasco reflejaba una gradual disminución de la calidad de las aguas del lago debido a la afección proveniente de las parcelas agrícolas que llegaban hasta el mismo borde. El enclave presenta al menos 11 tipos de hábitats de interés comunitario, y cuatro de carácter prioritario. También es punto importante de invernada y alimentación de aves acuáticas y de nidificación de aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*), rascón (*Rallus aquaticus*) y diversos carriceros.

Por su parte, el Valle Salado posee una superficie de 16 ha que en su día albergó más de 5000 eras de extracción de la sal. El aporte de salmuera se obtiene desde el manantial de Santa Engracia, con una concentración de hasta 250 g/l, (8 veces mayor que la disolución marina) y otros cinco manantiales de pequeño caudal,

uno de ellos dulce. El arroyo de La Muera nace dulce al principio del valle pero se vuelve salado en apenas veinte metros debido a una surgencia desde el manantial de Santa Engracia. A mitad del Valle se encuentra con el arroyo de Viloría de agua dulce.

Esta sucesión de ambientes y graduaciones salinas condiciona la presencia de hasta 80 especies de invertebrados, algunos de ellos que viven en ambientes hipersalinos como la *Artemia parthenogenetica*. Igualmente destaca la presencia de flora singular como la *Frankenia pulverulenta* o *Juncus acutus*, bacterias y tapetes microbianos. El abandono de la actividad salinera redujo el número de ambientes salinos y la posterior campaña de obras y reconstrucción de eras alteró la morfología del cauce y la pérdida de especies y microhábitats.

4. CONDICIONES DE REFERENCIA E IMAGEN OBJETIVO

La bibliografía sobre el Lago Caicedo indica una gran biodiversidad asociada al área húmeda y sus orillas, que fue mermándose con la ampliación e intensificación de las prácticas agrícolas y la introducción de especies exóticas invasoras. Por otra parte, los numerosos estudios científicos de ambos enclaves, junto con los informes de evolución y seguimiento de ambos humedales realizados por la Agencia Vasca del Agua URA indicaban una evolución negativa de ambos espacios.

En el marco del proyecto LIFE Tremedal y analizando la sucesión de fotos aéreas de la zona, en el Lago de Caicedo Yuso se pretendía alcanzar los siguientes objetivos:

- Recuperar el vaso lagunar y favorecer el masegar-carrizal.
- Recuperación del bosque de galería del arroyo.
- Restauración del hábitat 6210 *Prados secos seminaturales* en las parcelas agrícolas con rodales de matorral y forestal.
- Revegetación de la masa forestal en la margen del bosque existente y terrenos de más pendiente.
- Reordenar el uso social del entorno.

En el caso del Valle Salado, el objetivo a alcanzar es el desarrollo en biodiversidad halófila similar a cuando la explotación de las eras era máxima y la intervención de obras mínima. Las actuaciones previstas son:

- Recuperación del lecho del arroyo La Muera y Viloría.
- Acondicionamiento de una vía de servicio y de uso cultural conviviendo con el cauce del río.

- Recuperación de ambientes salinos y remodelación del vaso fluvial.
- Recuperación de flora y fauna halófila y de los tapetes microbianos.
- Puesta en valor de la riqueza biológica del Valle Salado.

5. ACTUACIONES REALIZADAS Y PROPUESTAS

5.1. Lago Caicedo Yuso

Adquisición de parcelas

Debido a los condicionantes de los cultivos agrícolas y otras parcelas de pequeño tamaño, se optó por la expropiación de 14 parcelas y una superficie total de 121.675 m² para llevar a cabo las acciones de regeneración ambiental (Figura 3).



Figura 3. Plano de actuaciones en el lago de Caicedo Yuso.

Recuperación del vaso lagunar

Mediante catas transversales y análisis morfológico se identificaron aquellos terrenos que los cultivos agrícolas habían invadido el antiguo vaso lagunar y mediante excavación somera se recuperaron 1300 m² de zonas húmedas, que permitirá a su vez regenerar el masegar carrizal.

También se realizaron dos charcas perimetrales para favorecer a anfibios y odonatos.

Cerramientos para regeneración

La existencia de formaciones importantes de vegetación de calidad en el entorno inmediato a las parcelas de actuación, así como la constatación sobre el terreno de la potencialidad de los bancos de semilla aconsejó recurrir a la estrategia de confiar en la capacidad de regeneración espontánea natural del medio, anulando los riesgos de contaminación genética. Esto permitió ahorrar medios y esfuerzos en siembras y plantaciones de tipo «artificial», y evaluar la opción de la «no intervención».

Para ayudar a la regeneración, se realizaron cierres perimetrales cuidando conservar la permeabilidad general para el paso de la fauna mayor. La superficie total preservada para su evolución espontánea fue de 62.541 m².

Revegetación

La revegetación activa se realizó mediante la plantación de rodales dispersos, con un diseño y distribución espacial no exento de carácter experimental. Cada uno de los rodales constó de subparcelas con distinta densidad, distribución y proporción de: siembra de quercíneas; estaquillado de salicáceas; y plantación de otras especies de matorral características del quejigal o carrascal, según el caso.

También se recolectaron semillas de quercíneas in situ durante la ejecución de los trabajos, las salicáceas empleadas en el estaquillado se obtuvieron en los sotos de la cabecera del lago, y la planta de repoblación procedió en su totalidad de los viveros con control de origen de la propia Diputación de Araba.

En total, se han plantado las siguientes superficies: tipo soto de ribera en 1.963 m², rodales dispersos arbóreo-arbustivos en 5.198 m², y masa forestal continua en 17.043 m².

Las especies empleadas entre otras han sido: *Quercus rotundifolia*, *Quercus faginea*, *Quercus pyrenaica*, *Pinus sylvestris*, *Pinus pinea*, *Populus tremula*, *Sorbus torminalis*, *Salix spp*, *Juniperus communis*, *Crataegus monogyna*, y aprovechando el plan de diputación de recolección de semillas de la vid silvestre y del único enclave de pino piñonero en Álava junto al Ebro, se incluyeron decenas de ejemplares de *Vitis vinifera ssp sylvestris*, en las márgenes del arroyo y ejemplares dispersos de *Pinus pinea*. Por último se han incluido una veintena de ejemplares de olmos resistentes a la grafiosis en el marco de proyecto de recuperación de la especie.

Los cierres perimetrales protegen también estas plantaciones.

5.2. Arroyo La Muera

En el Valle Salado con el objetivo de dar espacio al cauce fluvial y facilitar su recuperación natural, las actuaciones que se prevén realizar son las siguientes (Figura 4):

Diseño y trazado de una vía paralela al cauce del arroyo La Muera

Dada la necesidad de disponer de un espacio de transporte para facilitar las labores de mantenimiento y explotación del Valle se ha adoptado la creación de un vial por la margen izquierda del arroyo La Muera. Por otra parte, se han limitado el paso de vehículos a un único vado al final del Valle Salado junto con una pasarela peatonal de acceso a la GR1 que discurre en ese punto. El vial contará con una anchura de 2,5 m hasta pasada la confluencia del arroyo Viloría. Aguas arriba de este punto el vial será de 1,5 m. Para dar amplitud al espacio fluvial disponible para el arroyo se deben de ocupar áreas destinadas en un principio a la restauración de eras, si bien en puntos de interés histórico-arquitectónico o arqueológico, las eras o restos se respetan y el espacio disponible se estrecha. Esta disminución de anchura en puntos determinados se compensará facilitando el paso de agua bajo las eras socarreñas (eras elevadas con estructuras de madera sobre la orilla del arroyo).

Eliminación de la tubería de conducción

Lleva el agua salina de uno de los manantiales de El Pico para uso lúdico-social. Se buscará una solución alternativa de captación directa desde el arroyo de la Muera en el punto bajo del Valle. De esta manera se libera una gran superficie de espacio fluvial, facilitando la conectividad transversal del arroyo actualmente perdida.

Excavación y reposición de sustrato edafo-biológico

Antes del inicio de los trabajos en cualquiera de los tramos y subtramos, se retirará toda capa superficial del terreno que sea susceptible de albergar material biológico en forma de semillas u otros organismos, para su posterior extendido y restitución sobre las superficies definitivamente remodeladas. El vial de paso se ejecutará con el propio material existente en las márgenes del arroyo.

Remodelación del cauce del arroyo

Creación y naturalización manual de pequeñas hondonadas, meandros y obstáculos para fomentar la generación de ámbitos y microhábitats que permitan albergar fauna y vegetación halófita más diversa.

Incorporación de agua salina al arroyo Viloría

Con la finalidad de incrementar tramos de arroyo con diferentes gradientes salinos y generar hábitats.

Traslaciones de plantas, de manera puntual en especial *Juncus* para favorecer su recuperación y expansión.

Uso del vial para un nuevo itinerario turístico en el Valle Salado que resaltará el valor ambiental y biológico del enclave.



Figura 4. Imagen del Arroyo de la Muera inmediatamente tras la intervención.

6. EJECUCIÓN Y SEGUIMIENTO

Las labores de regeneración ambiental del lago se realizaron en 2014-2015 una vez adquiridas las parcelas. Tras la finalización del proyecto LIFE se siguen realizando acciones de seguimiento de la evolución natural que prospera sustancialmente y plantaciones y ocupación del vaso lagunar por las aguas. Aunque no fue necesario aportar material vegetal para la regeneración de pastos, ciertas plantaciones, estaquillados de salicáceas y semillas no evolucionaron bien debido a la prolongada

sequía estival y otoñal de 2015. Sin embargo, apenas se han repuesto marras dado que en su conjunto, el espacio ha mejorado de manera muy notable (Figura 5).

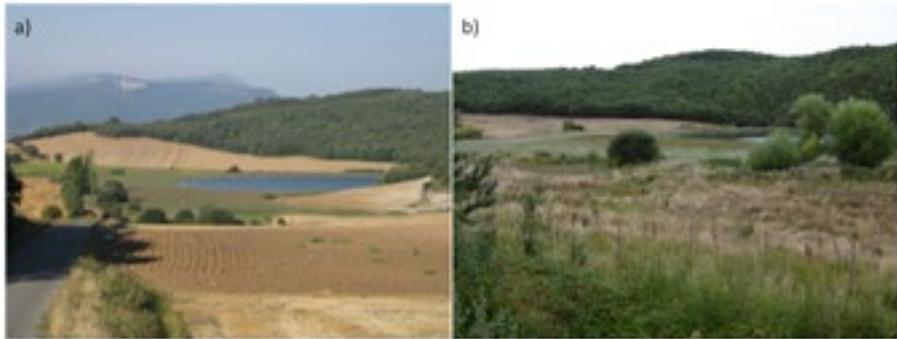


Figura 5. Comparativa del lago de Caicedo Yuso antes (a) y después (b) de la intervención.

En 2016 se ha adquirido una nueva parcela para la protección del manantial salino del lago y que ya se ha restaurado con el mismo método que las anteriores.

En 2017 se ha redactado el proyecto definitivo de restauración del arroyo de La Muera, para lo que se ha buscado el consenso con todos los agentes implicados: Fundación Valle Salado, Ayuntamiento de Añana, Servicio de Patrimonio Histórico-Arquitectónico de Diputación y Asociación de Salineros.

7. REFERENCIAS

- Basoinsa, S.L. (2014). Proyecto de restauración medioambiental del Lago Arreo – Caicedo Yuso. Informe inédito.
- Basoinsa, S.L. (2017). Proyecto de Rehabilitación del arroyo La Muera del Valle Salado. Informe inédito.
- Decreto 85/2016, de 31 de mayo, por el que se designa el Lago de Caicedo Yuso y Arreo (ES2110007) Zona Especial de Conservación, y se declara el Biotopo Protegido del Diapiro de Añana. Anexo II: Documento de información ecológica, objetivos de conservación y programa de seguimiento. Boletín Oficial del País Vasco, 23 de agosto de 2016, pp. 8-140.
- Diputación Foral de Araba. Proyecto LIFE+ Tremedal – Humedales del Norte de la Península Ibérica: Restauración y Gestión de Hábitats y Turberas Asociadas (11 NAT/ES/707). Informe inédito.
- Diputación Foral de Álava (2017). Anexo III Documento de Directrices y Medidas de Gestión de la ZEC ES211007 Lago Caicedo Yuso y Arreo y del Biotopo Protegido del Diapiro de Añana. Departamento de Medio Ambiente y Urbanismo, Diputación Foral de Álava, 27 pp. BOTHA, 8 de febrero de 2017.
- Landa, M. y Ochandiano, A. (2004). Plan Director para la Recuperación Integral del Valle Salado- Capítulo VI Recuperación Integral-Aspectos Medioambientales. Fundación Valle Salado.

REVERTIENDO LA FRAGMENTACIÓN EN LA CUENCA DEL BIDASOA. EL PROYECTO *LIFE* *IREKIBAI* EN NAVARRA

Luis Sanz Azcárate¹, César Pérez Martín², Miren Nekane Vizcay
Urrutia², José Ardaiz Ganuza² y Ana Varela Alvarez¹

¹ Gestión Ambiental de Navarra.

² Gobierno de Navarra. lsanzazc@gan-nik.es



1. INTRODUCCIÓN

Presas, azudes y diversas construcciones crean barreras en nuestros ríos que impiden su funcionamiento natural. Como consecuencia, los ecosistemas se alteran influyendo sobre todo en las especies más sensibles. La fragmentación que presentan los ríos cantábricos es una de las principales amenazas para la conservación de sus especies y hábitats. En la cuenca del Bidasoa en Navarra han llegado a existir más de 170 presas y azudes en una superficie de unos 675 Km².

Para solucionar esta situación, desde el Gobierno de Navarra, de forma coordinada con otras administraciones implicadas, se ha asumido como una importante línea de actuación para la conservación intervenir en esos obstáculos. Se comenzó con la construcción de escalas para peces a principios de los 90, a los que siguieron los primeros derribos de presas. En la actualidad, a través del proyecto LIFE IREKIBAI se sigue trabajando en esta línea, y se han eliminado 2 de los 3 primeros obstáculos que las especies que migran desde el mar encuentran al remontar el río Bidasoa. Con estos derribos se consigue facilitar la migración de las especies.

2. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

El proyecto LIFE IREKIBAI (LIFE 14 NAT/ES/00186) «Ríos abiertos: Mejorando la conectividad y los hábitats en los ríos compartidos por Navarra y Gipuzkoa» busca abordar el principal problema que comparten los ríos de la cornisa cantábrica entre Navarra y Gipuzkoa: su fragmentación. Los obstáculos fluviales son muy relevantes en la gestión de los espacios Natura 2000 cantábricos y constituyen una línea de actuación principal en los Planes de Gestión de las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) de tipología fluvial. De hecho, las distintas Administraciones Públicas con responsabilidad en la gestión fluvial, tanto en Gipuzkoa como en Navarra vienen desarrollando desde hace años acciones para mejorar la continuidad ecológica del corredor fluvial.

El proyecto se inició en agosto del año 2015 y está previsto que acabe en diciembre del año 2020.

Los objetivos con los que se trabaja en este proyecto pasan por mejorar el estado de conservación de los hábitats y especies fluviales de interés comunitario de

los espacios Natura 2000 situados en las zonas de actuación y mejorar el estado de las masas de agua. Para conseguirlo se continua la línea de los trabajos de restauración de ríos que se vienen acometiendo en los últimos años: se eliminan presas y azudes fuera de uso y se permeabilizan obstáculos infranqueables para la fauna. También se busca un mayor control de las especies exóticas invasoras que merman la diversidad autóctona, y se realizan trabajos de restauración de hábitats degradados. Estos trabajos buscan avanzar en el cumplimiento de los objetivos tanto de la Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/CE) como de la Directiva de Hábitats (DH, Directiva 92/43/CEE).

En relación a esta última, el Plan de Gestión de la Zona Especial de Conservación «Río BIDASOA» (Gobierno de Navarra, 2014) establece como uno de los elementos clave el *Sistema fluvial*. Otros elementos clave son algunas especies piscícolas. Dada su conexión directa y cercanía con el mar, el Bidasoa es el único río navarro que acoge tres peces anádromos (especies marinas con reproducción en el río): el salmón atlántico (*Salmo salar*), el sábalo (*Alosa alosa*) y la lamprea marina (*Petromyzon marinus*). Dentro de la comunidad piscícola también resulta de especial relevancia la presencia del burtaina (*Cottus aturi*), pez únicamente circunscrito a la cuencas del Adour, Nivelle y Bidasoa y recientemente descubierto en el lugar. El burtaina es un pequeño pez bentónico con una capacidad muy limitada tanto de dispersión como de superación de obstáculos en sus desplazamientos. Es una especie amenazada que figura en el Anexo II de la Directiva de Hábitats y está catalogada En *Peligro de Extinción* a nivel estatal y en *Peligro Crítico* según la clasificación de la UICN.

Las especies mencionadas en el párrafo anterior son elementos clave de la ZEC. En el mencionado plan el primero de los objetivos finales del *Sistema fluvial* es «mejorar la continuidad ecológica del corredor fluvial» y los objetivos de las especies Salmón atlántico, sábalo, lamprea marina y burtaina, el de «conocer su estado de conservación» y por otra parte el de «mejorar las condiciones de sus hábitats».

Entre los mamíferos ligados a los medios acuáticos más relevantes se encuentran la nutria paleártica (*Lutra lutra*), especie catalogada en Navarra como *En peligro de extinción*, el visón europeo (*Mustela lutreola*), especie catalogada a nivel estatal como *En peligro de extinción*, y el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*), especie catalogada como *Vulnerable* a nivel estatal. Hay otras especies de invertebrados y flora de gran valor en la cuenca, aunque este proyecto centra su objetivo en mejorar el estado de conservación de mamíferos amenazados, pero especialmente de peces, especies sobre las que se centrará el posterior seguimiento.

Por último un objetivo importante es difundir los resultados obtenidos con el proyecto y sensibilizar a la sociedad sobre los valores y los servicios ambientales que

proporcionan nuestros ríos. Con esto se persigue el entendimiento y aceptación de las actuaciones propuestas por parte de la mayoría de la sociedad en general, explicando las ventajas que suponen este tipo de proyectos en cuanto a la mejora de los estados de conservación de las especies y de las masas de agua, y en relación con los servicios ambientales que nos brindan ecosistemas en buen estado de conservación.

3. ANÁLISIS Y DIAGNÓSTICO DE LA PROBLEMÁTICA

Muchas actividades que se realizan en los ríos pueden causar la pérdida de biodiversidad, en especial de peces, que son unos de los grupos de vertebrados más amenazados de la tierra (Darwall y Freyhof, 2016). La fragmentación de los ríos causada por la construcción de presas es una de las mayores amenazas para las especies de peces (Maceda-Veiga, 2012). Además, España tiene el mayor número de presas por kilómetro cuadrado en el mundo, con la presencia de más de 1000 presas de tamaño grande o medio (más de 1 Hm³ de capacidad) y miles de pequeñas presas (de menos de 1 Hm³ de capacidad) (Antunes *et al.*, 2016; MAGRAMA, 2011).

Los efectos de las presas han sido estudiados, especialmente en las especies de peces diadromos (Hall *et al.*, 2011; Nieland *et al.*, 2015). Estas infraestructuras reducen e interrumpen el caudal de los ríos y alteran sus estructuras y hábitats, causando cambios en las abundancias de especies y en la composición de la comunidad piscícola (Alexandre y Almeida, 2010; Anderson *et al.*, 2006; Junge *et al.*, 2014). Los obstáculos impiden las migraciones de los peces, causando aislamiento de las poblaciones. Todos estos impactos conducen a disminuciones de poblaciones que pueden llegar incluso, a la extinción local o total de la población (Rodeles *et al.*, 2017).

Reconociendo la amenaza que estas barreras representan para la biodiversidad de agua dulce, varios gobiernos han creado planes para eliminar presas. Estados Unidos es el país donde se han eliminado un mayor número de presas, mientras que otros países, como Francia, Dinamarca, Noruega y España, comenzaron más tarde con eliminaciones de presas (Bednarek, 2001). En la misma línea se han creado organizaciones internacionales que persiguen conservar y restaurar las poblaciones de salmón atlántico, como la North Atlantic Salmon Conservation Organization (<http://www.nasco.int/>) o abogar por la restauración de la conectividad fluvial como Dam Removal Europe (<http://damremoval.eu/>).

Otros efectos negativos de las presas es que pueden afectar al estado de las masas de agua. Pueden provocar la modificación de la dinámica geomorfológica del río, debido a la alteración del proceso de transporte natural de sedimentos. Tam-

bién se conoce cómo la presencia de una presa puede ocasionar variaciones en parámetros como el oxígeno disuelto, la temperatura y los nutrientes, con repercusiones importantes sobre los ecosistemas (Bednarek, 2001; Doyle *et al.* 2005).

Dado el efecto negativo que pueden provocar las presas, gobiernos regionales como el Gobierno de Navarra, y el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente del Gobierno de España (MAGRAMA), a través de las Confederaciones Hidrográficas, impulsaron de acuerdo con la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000), una Estrategia Nacional para la Restauración de los Ríos (ENRR) para restaurar y preservar los ríos españoles (MAGRAMA, 2010). Esta estrategia engloba un conjunto de actuaciones con el fin de conservar y recuperar el buen estado de nuestros ríos, minimizar los riesgos de inundación, potenciar su patrimonio cultural, fomentar el uso racional del espacio fluvial e impulsar el desarrollo sostenible del medio rural. En el marco de este plan, entre 2006 y 2014, se retiraron 176 presas y pequeños obstáculos en el norte y oeste de España (cuencas Cantábricas, Duero, Tajo, Miño-Sil y Segura), entre otras acciones distintas de restauración fluvial.

Centrándonos en la cuenca del Bidasoa, es la principal de las cuencas cantábricas de Navarra. Tiene una superficie total de unos 710 km², de los que solo unos 30 km² no pertenecen al territorio de Navarra. Los últimos kilómetros de recorrido de este río suponen la frontera entre Francia y Gipuzkoa. Las aportaciones del río Bidasoa y sus afluentes son elevadas y relativamente regulares. La cuenca tiene una precipitación media anual elevada, de unos 1.800 mm y coeficientes de escurrimiento superiores al 65% que le dan una aportación total del Bidasoa de unos 900 hm³/año. Se puede afirmar que el río se encuentra en buen estado en lo referente a las componentes química y biológica del estado de las masas de agua (Castiella *et al.*, 2007). No obstante existen deficiencias en la componente hidromorfológica, debido a alteraciones morfológicas, obstáculos y detracciones de caudal para usos hidroeléctricos y ocupación de las márgenes. Se inventariaron en el año 2012 un total de 171 obstáculos de distinta tipología, y al menos a 63 de estos obstáculos se les autorizó la concesión entre 1895 y 1946.

En la cuenca del Bidasoa, los trabajos cuyo objetivo han sido mejorar la conectividad longitudinal fluvial antes del proyecto LIFE IREKIBAI se pueden resumir en:

- En 1993 el Gobierno de Navarra acomete la construcción de nuevas escalas salmoneras en 4 presas del tramo final del Bidasoa (el más cercano al mar: Endarlatsa, Navasturen, Yanci I y San Tiburcio), mejorando las anteriores, mucho menos eficientes.
- De 1995 a 2005 se construyen dispositivos de paso nuevos en otras 6 escalas en actuaciones dependientes tanto de Gobierno de Navarra como de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico.

- De 2006 a 2014 en actuaciones tanto de Gobierno de Navarra como de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico se eliminan 13 presas y se permeabilizan 10 obstáculos con distintas estructuras de paso para peces.

4. CONDICIÓN DE REFERENCIA E IMAGEN OBJETIVO

La condición de referencia es el estado *natural* o muy poco intervenido por el hombre, que responde a condiciones biogeográficas, hidrológicas y geomorfológicas naturales de cada tramo fluvial. Una condición de referencia se define como el estado que ha existido antes de las perturbaciones humanas, o al menos sin influencias humanas que hayan alterado de manera significativa las características naturales de un río (Chovarec *et al.*, 2000). Otra definición más basada en la DMA considera que una estación de referencia es aquella que tiene valores físico-químicos, hidromorfológicos y biológicos correspondientes a las estaciones no perturbadas, y que además, deben tener concentraciones de contaminantes específicos sintéticos o no, cercanas a cero o al menos indetectables (Owen *et al.*, 2001).

Hay que considerar que la cuenca del Bidasoa en Navarra presenta un buen estado de las masas de agua. Así, en el plan hidrológico actual todas las masas de agua están en buen estado, a pesar del elevado grado de fragmentación que presenta. Sin embargo, en algunas cuestiones la condición de referencia se encuentra muy alejada de la situación actual, especialmente si consideramos las comunidades biológicas nativas, y más específicamente las de las especies de peces diadromos. El estado de conservación del salmón atlántico, el sábalo y la lamprea marina está muy condicionado por la fragmentación que han provocado los obstáculos. Un claro ejemplo podemos encontrarlo buscando registros históricos que nos den una idea del tamaño de la población del salmón atlántico en el Bidasoa y comparándolo con los registros actuales.

Sabemos que a finales del S. XVII, en una nasa que pertenecía al dueño de la casa de Endarlatsa se pescaban un millar de salmones al año (Uranzu, 1955). Hay constancia de que en el S XVIII el salmón llegaba hasta zonas altas de la cuenca, y ya en esos años preocupaba la conectividad fluvial. «En 1789, el alcalde del Valle de Baztán, Tiburcio Hualde, se quejaba a la Diputación de la detención que sufría la pesca del salmón en tiempo de soba y veda en la presa de Echerrri, en jurisdicción de Elizondo, pues debido a su mucha elevación no podían subir por ella» (Idoate, 1950). También conocemos cómo «El Bidasoa hacia 1900 ya no tenía “nasas salmoneeras”... «La pesca del salmón se fue desarrollando a base de las artes de redes... en poder de pescadores de salmón, que ejercitaban su industria desde el estuario del río hasta Elizondo.... Así caían todos los años a red más de 3.000 salmones, en

año ordinario» (Munibe, 1950), lo que da una idea del tamaño de la población de salmones del Bidasoa. Sin embargo, entre unos pocos años antes de 1900 y hasta 1950, coincidiendo con el auge de las centrales hidroeléctricas a las que se les conceden las concesiones entre esos años, se produce un importante declive en la población. Esto lleva a que en 1950 se escribiera: «¡Las cosas han cambiado mucho en este río! El año 1949, el río ha dado 162 salmones controlados por los guardas de la zona de Endarlaza y 3 salmones a red en la zona de Fuenterrabía. En total, 165 salmones ha sido todo lo que ha dado el Bidasoa este año 1949». En el mismo artículo en que se dan estos datos, se buscan posibles explicaciones a la caída de la población, citando «...causas más profundas habrán obrado intensamente para que en estos cincuenta años se haya llegado a la triste situación actual. El trabajo de recuperación del Bidasoa empieza, por lo tanto, desde un momento de depauperación casi total. Volvemos a desear desde aquí éxito a quien dirige esta recuperación» (Munibe, 1950). Se puede deducir que la población de salmón del Bidasoa queda muy reducida. Esto lleva a que, especialmente a partir de la década de los 80, el Gobierno de Navarra comenzase a trabajar de forma ya muy intensa en aplicar distintos tipos de medidas para recuperar la población de esta especie. Hay que destacar que desde el año 2010 la población de adultos que remontan el Bidasoa ha superado cada año con amplitud los 400 individuos.

La imagen objetivo sería un estado factible que se desea alcanzar a corto o medio plazo, aceptando limitaciones al funcionamiento natural para el aprovechamiento sostenible de los recursos fluviales. Revertir en lo posible el proceso de fragmentación que se ha dado en la cuenca es un trabajo a largo plazo, de cara a mejorar la conectividad y hacer que las especies migradoras puedan aumentar de forma importante la cantidad de hábitat al que pueden acceder.

La cuenca del Bidasoa presenta una longitud potencialmente accesible por especies migradoras que aproximadamente es de 61 km de río principal, 52 km de afluentes principales, 200 km de afluentes secundarios y 273 km de afluentes terciarios. Sin embargo, no es lo mismo la longitud fluvial potencialmente accesible que la longitud fluvial utilizada realmente en la actualidad. El Gobierno de Navarra actualizó en el año 2012 su inventario de obstáculos en la cuenca del Bidasoa y en él se califica cada obstáculo en función de la posible franqueabilidad a la fauna piscícola. En la figura 1 se puede ver la ubicación de los obstáculos al inicio del proyecto IREKIBAI.

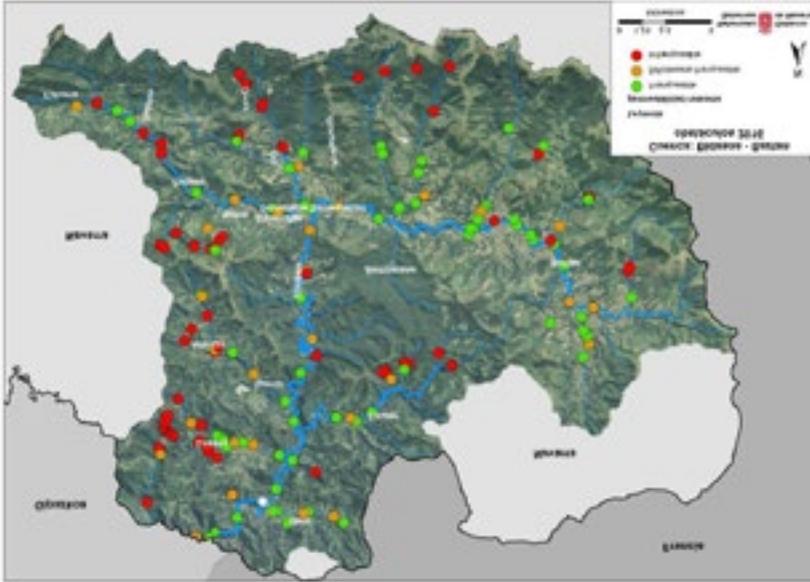


Figura 1. Situación de los obstáculos en la cuenca del Bidasoa en Navarra. En verde aparecen los obstáculos franqueables, en naranja los difícilmente franqueables y en rojo los infranqueables.

Hay que tener en cuenta que la acumulación de presas, aunque sean franqueables, puede producir un efecto acumulativo y/o sinérgico en la disminución de la capacidad de las distintas especies de peces, dependiendo entre otros factores de la dificultad que presente el paso, de la capacidad de movimiento de la especie, etc., por lo que es clave abordar la restauración de la conectividad longitudinal considerando la importancia de cada obstáculo, y no solo sobre una especie, sino sobre varias (Tummers *et al.*, 2016). Es decir, que el hábitat útil para determinadas especies, especialmente para los peces migradores, se reduce al existir obstáculos que hacen que cueste mucho más esfuerzo según nos alejamos del mar superar un número creciente de obstáculos, hasta que resulta muy difícil o imposible acceder a un buen porcentaje de los kilómetros de cauces existentes. Este hecho se trata de representar en la figura 2, en la que se representa la accesibilidad al inicio del proyecto IREKIBAI de tramos de la cuenca del Bidasoa para especies migradoras, siendo las zonas verdes y anchas las más accesibles, y conforme van superando obstáculos hacia río arriba se van estrechando y pasando a tonos amarillos, naranjas y rojos, menos accesibles, hasta los cursos marcados en negro, que presentan obstáculos infranqueables y a los que no pueden llegar por tanto especies migradoras.

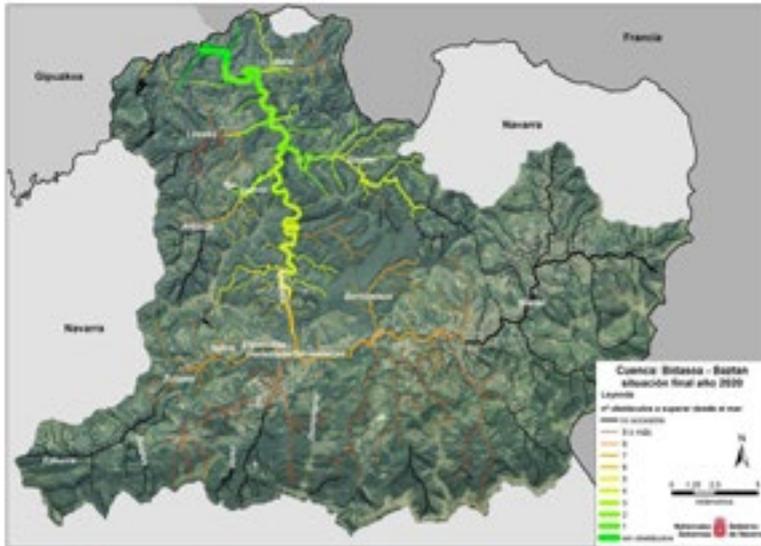


Figura 2. Representación de la accesibilidad desde el mar decreciente de los tramos fluviales de la cuenca del Bidasoa desde agua abajo hasta aguas arriba, considerando especialmente la franqueabilidad de los obstáculos y el número de obstáculos a superar desde el mar. Situación inicio del proyecto en 2016.

La figura 3 hace una representación de la situación esperada cuando finalicen las actuaciones del proyecto IREKIBAI en la cuenca del Bidasoa.

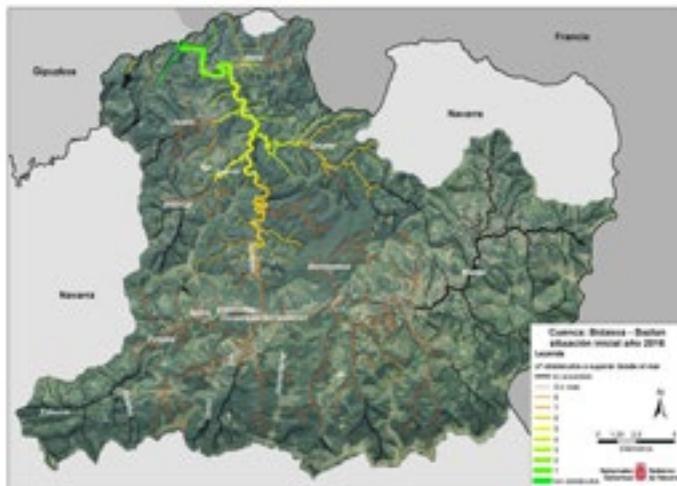


Figura 3. Representación de la accesibilidad tras las actuaciones previstas en la cuenca del Bidasoa en el proyecto Life IREKIBAI en el año 2020.

5. ACTUACIONES DEL PROYECTO

La reducción de la fragmentación en la cuenca es el principal objetivo. Para conseguirlo las acciones concretas para mejorar el estado de conservación del Bidasoa en Navarra se resumen a continuación.

Demolición de la presa de Endarlatsa

Esta presa tenía una altura de entre 1,86-2,83 m y una longitud de 46,18 m, y se eliminó en el estiaje de 2016. La presa alimentaba una antigua central hidroeléctrica fuera de uso cuya concesión había caducado. Era un presa clave en la recuperación de la conectividad en la cuenca, ya que estaba situada a unos 10 km de la desembocadura del Bidasoa y era la primera presa que encontraban las especies migradoras cuando ascendían desde el mar. Tenía una escala de peces funcional y otra inutilizada.

Los resultados esperados era alcanzar un valor del Índice de Conectividad Fluvial *Muy Bueno. Ausencia de obstáculo*. Así, han conseguido más de 12 km de río libre de obstáculos desde el mar, por lo que todos los peces serían capaces de transitar hasta el siguiente obstáculo. Además, se consigue eliminar por completo el tramo léntico artificial asociado a esta infraestructura de algo más de 1.500 m para que el río recupere su situación inicial con las funciones ecológicas correspondientes.

El siguiente obstáculo es la presa de Las Nazas, asociada a una central hidroeléctrica en uso, y que está a unos 2,5 km aguas arriba. Es una presa de 2,6 m de altura máxima cuya escala de peces es funcional. El tercer obstáculo es la presa de la antigua Central de Bera o de San Martín, cuya demolición también está prevista en el proyecto. En la figura 4 se puede observar una foto de la presa Endarlatsa antes del derribo y otra de cómo ha quedado el tramo tras el derribo.



Figura 4. Zona de la presa de Enderlatsa antes (abril de 2016) y después del derribo (mayo 2017).

Demolición de la presa de la antigua Central de Bera o de San Martín

Esta presa, al igual que la de Enderlatsa en el estiaje de 2016, fue eliminada. El azud presentaba una altura máxima de 2,86 m y una longitud entre orillas de 102,84 m, y alimentaba una antigua central hidroeléctrica fuera de uso cuya concesión había caducado. Era otra presa clave en la recuperación ya que no tenía dispositivo de paso para peces. Según la Base de datos de obstáculos a la migración de peces en los ríos de Navarra, la presa estaba clasificada como *difícilmente franqueable* tanto en el remonte como en el descenso.

El resultado esperado es alcanzar un valor del Índice de Conectividad Fluvial *Muy Bueno. Ausencia de obstáculo*. El derribo de la presa ha eliminado además un remanso generado aguas arriba de la misma de 1500 m de longitud. El tramo de río afectado constituye un tramo estratégico dentro de la ZEC debido a que permite la continuidad fluvial en 3,5 km del tramo bajo del río Bidasoa en Navarra, entre dos presas en funcionamiento (aprovechamiento hidroeléctrico) que cuentan con dispositivos de paso de peces (Figura 5).



Figura 5. Zona de la presa de San Martín antes (agosto de 2016) y después del derribo (septiembre 2016).

Derribo de la presa de la piscifactoría de Ituren

En esta acción se pretende derribar una presa en un tramo del río Ezkurra que no forma parte de la red Natura 2000, pero que sin embargo, está localizada en el corredor fluvial que une los 2 espacios de la misma (ZEC Río Bidasoa y ZEC ES2200018 «BELATE»). La zona de actuación se localiza en el cauce del río Ezkurra, principal afluente del Bidasoa que desemboca en Doneztebe–Santesteban.

Se trata de un obstáculo que fue propiedad del patrimonio del Gobierno de Navarra. El azud tiene una longitud de 27 m y una altura máxima de 5 m. Dispone de una escala de peces de artesas. Históricamente los usos que ha tenido dicho azud fueron inicialmente para molino, posteriormente para usos hidroeléctricos, y finalmente para la explotación de una piscifactoría. Actualmente no tiene uso alguno, constituyendo un obstáculo con una permeabilidad dudosa, ya que su escala para peces tiene una funcionalidad limitada, convirtiendo a este punto en difícilmente franqueable para los peces.

Está programada su eliminación durante los primeros años del proyecto IREKIBAI aunque todavía no ha sido demolida. El objetivo de esta acción es el derribo del azud, de la escala de peces y de la parte inicial del canal de toma, restituyendo la conectividad longitudinal de este cauce, facilitando la migración y restaurando el régimen hidrológico e hidráulico original, restituyendo el valor ambiental y ecológico inicial del río y disminuyendo la inundabilidad de la zona.

Los resultados esperados para esta acción son alcanzar un valor del Índice de Conectividad Fluvial *Muy Bueno*. *Ausencia de obstáculo*. Se conseguirán unos 6 km de río libre de obstáculos, entre la estación de aforo de Elgorriaga y la presa del molino de Zubieta (ambas franqueables) y eliminar por completo el tramo léntico artificial asociado a esta infraestructura para que el río recupere su funcionalidad original.

Eliminación de barrera transversal en la regata de Txaruta

La última acción de demolición de una presa es la referente a la regata Txaruta. Esta regata es un pequeño afluente secundario del río Bidasoa, que vierte sus aguas al mismo a través de la regata Ezpelura. Su tramo superior y medio se encuentran incluidos en la ZEC Belate y el tramo bajo en la ZEC Río Bidasoa. En el tramo bajo de la regata Txaruta se ha mantenido una de las pocas poblaciones de burtaina (*Cottus aturi*) que actualmente existen en Europa. La población de burtaina de la regata Txaruta es una de las tres conocidas de la Península Ibérica pero presenta una extremada fragilidad y riesgo de extinción debido a su pequeño tamaño y a su situación de aislamiento.

La acción planteada busca avanzar en el objetivo de mejorar el estado de conservación de la población de burtaina de la regata Txaruta aumentando su hábitat disponible. Se espera así contribuir a disminuir el actual aislamiento en el que se encuentra la población, intentando facilitar movimientos migratorios y dispersivos de la especie a otras regatas potenciales a través de la regata Ezpelura. En el cauce del tramo bajo de la regata Txaruta se ha identificado un obstáculo transversal que produce una interrupción de los desplazamientos de la burtaina (*Cottus aturi*) por la ruptura de la continuidad de su hábitat y que actualmente no tiene uso, y se encuentra incluido dentro de la ZEC Río Bidasoa.

La permeabilidad objetivo para el obstáculo es alcanzar un valor del Índice de Conectividad Fluvial *Muy Bueno*.

Se espera que todas las demoliciones beneficien tanto al sistema fluvial y sus hábitats, como a las especies migradoras, salmón atlántico, sábalo, lamprea marina (*Petromyzon marinus*) y burtaina (*Cottus aturi*), pero también a otras como la trucha y la anguila. También se verían beneficiadas especies que son elementos clave como son la nutria, visón europeo y el desmán del Pirineo.

Por último cabe destacar que la eliminación de las presas contribuirá de forma general a disminuir la inundabilidad de las zonas cercanas y a mejorar el estado de las masas de agua, gracias a la desaparición la zona remansada.

Restauración de riberas

Las ZEC *Río Baztan* y *Regata Artesiaga* y *Río Bidasoa* están situadas en la cuenca del Bidasoa y albergan hábitats naturales y especies representativas de la diversidad biológica de Navarra. Desde el Gobierno de Navarra se han realizado distintos proyectos con el objetivo de mejorar la continuidad trasversal y longitudinal del río Bidasoa, y ganar así un mayor espacio fluvial en un entorno que en algunas zonas está bastante antropizado. Los proyectos ejecutados han sido del tipo eliminación y permeabilización de obstáculos, restauración de riberas con especies autóctonas, eliminación de especies exóticas, etc.

En el proyecto INTERRG-SUDOE Territorios Fluviales Europeos (TFE) se redactó el «Plan de restauración ecológica del río Bidasoa en Navarra», en el que se identifican los tramos de mayor oportunidad de intervención, y los más prioritarios desde el punto de vista de la restauración. Esta acción de IREKIBAI recoge una pequeña parte de esta priorización y tiene por objeto materializarla en una selección de tramos, en sinergia con los objetivos contemplados en los Planes de Gestión de ambas ZEC, en especial:

- Mejorar la continuidad ecológica del corredor fluvial.
- Garantizar el buen estado ecológico de las aguas superficiales.
- Mejorar el estado de conservación de los hábitats fluviales.
- Conservar y recuperar una banda de vegetación natural de ribera continua con funcionalidad ecológica.
- Conservar y aumentar la superficie de hábitats fluviales.
- Reducir la presencia de especies exóticas invasoras.

En una visión más general, cabe señalar que la acción se relaciona principalmente con las problemáticas de fragmentación ecológica, banalización del cauce, degradación de riberas y especies alóctonas invasoras. La ejecución de esta acción en la cuenca del Bidasoa está prevista para los últimos años del proyecto.

6. EJECUCIÓN Y SEGUIMIENTO

Ya se han iniciado las primeras acciones para mejorar el estado de conservación incidiendo especialmente en avanzar hacia la desfragmentación de la cuenca del

Bidasoa. En el diseño del proyecto se ha prestado importancia a poder sincronizar las actuaciones de eliminación de presas, a realizar al inicio del proyecto con estudios de seguimiento que permitirán mejorar el conocimiento sobre la gestión y restauración de ríos, así como evaluar a medio plazo la efectividad de las medidas aplicadas en el proyecto. Estas acciones de seguimiento previstas son:

- Seguimiento de cambios geomorfológicos en el cauce del río de los tramos en que se realizan los derribos de las presas de Enderlatsa, San Martín e Ituren. Se inició en 2016 y se espera tomar datos durante cada estiaje que muestren la evolución geomorfológica del tramo en que se enmarcan desde su derribo hasta al menos 2 años después del mismo.
- Seguimiento del Desmán ibérico: se trata de evaluar el estado de conservación de sus poblaciones y de su hábitat en la cuenca. Se realiza una evaluación inicial en 2016 y se realizará otra final en el 2018-19.
- Seguimiento del Sábalo: evaluación de la eficacia de las acciones del proyecto en su población mediante el seguimiento de la población del Bidasoa en el 2018 y en el 2020.
- Seguimiento de la Lamprea marina, evaluación de la eficacia de las acciones del proyecto en su población mediante el seguimiento de la población del Bidasoa en el 2017 y en el 2019.
- Salmón, evaluación de la eficacia de las acciones del proyecto en su población y características. Se realizará el seguimiento de la evolución de la población en el Bidasoa desde el año 2016 hasta el 2020.
- Evaluación del funcionamiento de dispositivos de paso de peces en el eje principal del Bidasoa. Se evaluarán al menos 9 dispositivos de pasos para peces (unos 3 cada año) en el eje del Bidasoa desde el año 2016 al 2019.

El proyecto también preveía una acción propia de comunicación, con distintas actuaciones de comunicación, sensibilización y difusión de resultados. En el marco de la misma se puso en marcha desde el inicio del proyecto un proceso de participación.

Hay que considerar que en esta cuenca ya se lleva tiempo trabajando con los actores locales a distintos niveles. Dentro de los Foros del Agua (Castiella *et al.*, 2007) ligados al primer ciclo de planificación hidrológica, en el Foro del Bidasoa se celebraron entre 2007 y 2008 reuniones con un grupo que unía distintos sectores y sensibilidades para trabajar en una propuesta de programa de medidas a incorporar a los programas de medidas del futuro Plan de Demarcación.

A este Foro, han seguido otros procesos de participación incluidos en proyectos relacionados con la gestión integrada y transfronteriza de cuencas compartidas

con el objetivo de la mejora de las masas de agua: Sud´eau (Sudoe interreg) en 2009-2011, BIDUR (Poctefa) en 2010-2012, GURATRANS (Poctefa) en 2012-2014, Territorios Fluviales Europeos (Sudoe interreg) en 2011-2014. También, se han llevado a cabo procesos de participación previamente a la declaración de los espacios naturales protegidos como Zonas Especiales de Conservación.

Así, los problemas ambientales y medidas más relevantes en torno al río Bidasoa han sido tratados en diversos escenarios de varios procesos de participación distintos. Sin embargo, hay que señalar que aunque éstos han mejorado la comprensión por parte de los agentes locales de las políticas hidrológicas cuyo objetivo es conseguir un buen estado de las masas de agua, se ha puesto de manifiesto el reparo de algunos colectivos a la eliminación de ciertos obstáculos.

En ese sentido, en Navarra se ha llevado a cabo el derribo de varias presas, pero también se ha descartado alguno proyectado, por la oposición de la población. Así, en la fase de redacción del proyecto IREKIBAI se contempló la realización de un proceso de participación que permitiera explicar a la población local la necesidad de ejecutar la eliminación de los obstáculos y de llevar a cabo el resto de acciones previstas en el mismo, y que hiciera factibles las soluciones.

Antes de iniciar el citado proceso de participación, durante el final de 2015 e inicio de 2016, los medios de comunicación se hicieron eco a través de cartas de opinión en prensa regional de posicionamientos encontrados relativos a la problemática de la conectividad fluvial. Las partes, relacionadas con distintas agrupaciones de pescadores, debatieron desde puntos de vista muy enfrentados el derribo de la presa de Endarlatsa (primer obstáculo desde el mar en el río Bidasoa) y las posibles consecuencias en el *Pozo de los 50*, lugar de pesca emblemático.

Con todos estos previos se diseñó un proceso de participación activa acorde a las circunstancias, de manera que se desarrollase a lo largo de todo el proyecto. Contempla 2 fases diferenciadas que se estructuraron claramente. La primera, con una duración de 5 meses que conllevaba una parte de información, deliberación y retorno a los participantes que se inició en febrero y finalizó en junio de 2016, y una segunda fase que se está centrando en el seguimiento de las obras, estudios y resultados del proyecto desde julio de 2016 hasta finalizar el proyecto en 2020.

Los resultados de la primera fase del proceso muestran un gran nivel de implicación de los distintos sectores convocados. Se ha conseguido el entendimiento y aceptación de las actuaciones propuestas por parte de la gran mayoría de la población ribereña, y de la sociedad en general, especialmente la demolición de obstáculos. El posicionamiento obtenido al final de las sesiones evidenciaba un alto nivel de conformidad de las propuestas, si bien siguen existiendo posicionamientos en contra del derribo de la presa de Endarlatsa (solo de esa presa en

el Bidasoa) por parte de algunas asociaciones del sector de pesca, a pesar de la opinión mayoritaria y de las evidencias técnicas y científicas, opiniones que siguen teniendo repercusión mediática.

Los procesos participativos llevados a cabo desde el año 2005 en Navarra han marcado un antes y un después en la gestión del río. Con este proyecto se sigue trabajando en una nueva forma de relación con distintos actores con diversidad de discursos, buscando un clima de confianza y de comprensión de los proyectos que está permitiendo que sean factibles las obras, y de esta manera se garantice un futuro tanto para el mantenimiento de las actuaciones realizadas como de nuevas posibilidades de restauración fluvial, y por ende, un futuro más sostenible para la Cuenca del Bidasoa. En esa línea se quiere continuar el proceso de participación del proyecto, de forma que siga contribuyendo a generar cultura participativa en la población, además de mejorar el conocimiento del río, del agua y de los principios y objetivos de las Directivas europeas. Esa pueda ser la mejor garantía a largo plazo, y así se están realizando actuaciones claves e importantes, pero queda mucho trabajo para seguir desfragmentado la cuenca y hacerlo compatible con mantener distintos aprovechamientos sostenibles de los recursos fluviales.

REFERENCIAS

- Alexandre, C.M. y Almeida, P.R. (2010). The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications*, 26: 977–994.
- Anderson, E.P., Freeman, M.C. y Pringle, C.M. (2006). Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, 22: 397–411.
- Antunes, C., Cobo, F. y Araújo, M.J. (2016). Iberian inland fishes. En J. F. Craig (Ed.), *Freshwater Fisheries Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 268–282.
- Bednarek, A.T. (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, 27: 803–814.
- Castiella, J., Pérez, C. y Sanz, L. (2007). *Foro del Agua de Navarra. Documento Técnico para la Participación Pública en la Cuenca del Bidasoa*. Documentación previa para su análisis. Pamplona.
- Chovarec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O. y Muhar, S. (2000). The Austrian way of assessing ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 422/423: 445–452.
- Darwall, W.R.T. y Freyhof, J. (2016). Lost fishes, who is counting? In G. P. Closs, M. Krkosek, & J. D. Olden (Eds.), *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–36.
- Doyle, M., Stanley, E., Orr, C., Selle, A., Sethi, S. y Harbor, J. (2005). Stream ecosystem response to small dam removal: Lessons from the Heartland. *Geomorphology*, 71: 227–244.
- Gobierno de Navarra (2014). *Decreto Foral 51/2014, de 2 de Julio, por el que se designa el Lugar de Importancia Comunitaria denominado «RÍO BIDASOA» como Zona Especial de Conservación y se aprueba su Plan de Gestión* (<http://www.lexnavarra.navarra.es/detalle.asp?r=34238>)
- Hall, C.J., Jordaan, A. y Frisk, M.G. (2011). The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. *Landscape Ecology*, 26: 95–107.
- Idoate, F. (1950). Cosas de pesca en el Bidasoa. En *HOMENAJE A DON JULIO DE URQUIJO*. Real Sociedad Vascongada de los Amigos del País. San Sebastián, pp. 291–297.
- Junge, C., Museth, J., Hindar, K., Kraabøl, M. y Vøllestad, L.A. (2014). Assessing the consequences of habitat fragmentation for two migratory salmonid fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 297–311.
- Maceda-Veiga, A. (2012). Towards the conservation of freshwater fish: Iberian rivers as an example of threats and management practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23: 1–22.
- MAGRAMA. (2010). *Restauración de ríos: Bases de la estrategia nacional de restauración de ríos*. Madrid. http://www.magrama.gob.es/agua/publicaciones/Rios_B_Restauracion_tcm7-27570.pdf
- MAGRAMA. (2011). *Evolution of number of large dams*. http://sig.mapama.es/93/CienteWS/snczi/default.aspx?nombre=PRESA_ESTADISTICA_4&claves=&valores=.
- Nieland, J.L., Sheehan, T.F. y Saunders, R. (2015). Assessing demographic effects of dams on diadromous fish: A case study for Atlantic salmon in the Penobscot River, Maine. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 2423–2437.
- Owen, R., Duncan, W. y Pollard, P. (2001). *Definition and establishment of reference conditions*. Resumen reunión REFCOND. Ipsra.
- Revista Munibe (1950). Siguiendo la historia de nuestros ríos. *Sección de Ictiología y Piscicultura*, 2 (1): 38–45.
- Rodeles, A.A., Galicia, D. y Miranda, R. (2017). Recommendations for monitoring freshwater fishes in river restoration plans: A wasted opportunity for assessing impact. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 00: 1–6.
- Tummers, J.S., Hudson, S. y Lucas, M.C. (2016). Evaluating the effectiveness of restoring longitudinal connectivity for stream fish communities: towards a more holistic approach. *Science of The Total Environment*, 569–570: 850–860.
- Uranzu, L. (1955). *Lo que el río vio: biografía del río Bidasoa*. San Sebastián, 489 pp.