



# DESCRIPCIÓN DE PROCEDIMIENTOS PARA ESTIMAR LAS PRESIONES Y AMENAZAS QUE AFECTAN AL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE CADA TIPO DE HÁBITAT DE BOSQUE Y MATORRAL DE RIBERA

Juan Antonio Calleja  
Ricardo Garillete  
Francisco Lara







# DESCRIPCIÓN DE PROCEDIMIENTOS PARA ESTIMAR LAS PRESIONES Y AMENAZAS QUE AFECTAN AL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE CADA TIPO DE HÁBITAT DE BOSQUE Y MATORRAL DE RIBERA





Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

El presente documento fue realizado en el marco del proyecto *Establecimiento de un sistema estatal de seguimiento del Estado de Conservación de los Tipos de Hábitat en España*, promovido y financiado por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, desarrollado entre 2015 y 2017.

#### **Dirección técnica del proyecto**

Rafael Hidalgo Martín<sup>1</sup>

#### **Realización y producción**

Tragsatec

#### **Coordinación general**

Elena Bermejo Bermejo<sup>2</sup> y Juan Carlos Simón Zarzoso<sup>2</sup>

#### **Autores**

Juan Antonio Calleja Alarcón<sup>3,4</sup>

Ricardo Garilleti Álvarez<sup>5</sup>

Francisco Lara García<sup>4</sup>

#### **Coordinación y revisión editorial**

Argantonio Rodríguez-Merino<sup>2</sup>

Jara Andreu Ureta<sup>2</sup>

Íñigo Vázquez-Dodero Estevan<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica

<sup>2</sup> Tragsatec. Grupo Tragsa

<sup>3</sup> Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)

<sup>4</sup> Universidad Autónoma de Madrid (UAM)

<sup>5</sup> Universitat de València (UV)

#### **A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:**

Calleja J A, Garilleti R & Lara F. 2019. Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat de bosque y matorral de ribera. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 58 pp.

Las opiniones que se expresan en esta obra no representan necesariamente la posición del Ministerio para la Transición Ecológica. La información y documentación aportadas para la elaboración de esta monografía son responsabilidad exclusiva de los autores.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

#### **Edita:**

© Ministerio para la Transición Ecológica

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<https://cpage.mpr.gob.es>

NIPO: 638-19-088-X

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>7</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>7</b>
<b>3. MARCO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO</b>	<b>7</b>
<b>4. MATERIAL Y MÉTODOS</b>	<b>8</b>
<b>5. PRESIONES Y AMENAZAS</b>	<b>9</b>
5.1. Principales presiones detectadas en los bosques y matorrales de ribera de España	9
5.2. Lista de presiones y amenazas para los bosques y matorrales de ribera de España	10
5.3. Descripción de las principales presiones y amenazas para los bosques y matorrales de ribera de España	15
5.3.1. Cambio climático	15
5.3.2. Canalizaciones, captaciones de agua, regulación de caudales y cambios inducidos en las condiciones hidráulicas	17
5.3.3. Agricultura, ganadería y silvicultura	20
5.3.4. Pastoreo	23
5.3.5. Urbanización, desarrollo residencial y comercial	24
5.3.6. Actividad minera y extractiva, producción de energía, transportes y redes de comunicación	25
5.3.7. Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas	28
5.3.8. Intrusión humana y perturbaciones	29
5.3.9. Incendios y extinción de incendios	30
5.3.10. Contaminación: aguas superficiales, subterráneas, atmosférica, suelos, residuos	31
<b>6. PROCEDIMIENTOS PARA EVALUAR LOS IMPACTOS DE LAS PRESIONES</b>	<b>32</b>
6.1. Cambio climático	32
6.1.1. Datos de presencia y ausencia de tipos de hábitat	33
6.1.2. Datos climáticos	33
6.1.3. Datos ambientales no climáticos	34
6.2. Canalizaciones, captaciones de agua, regulación de caudales y cambios inducidos en las condiciones hidráulicas	35
6.2.1. Escala local	35
6.2.2. Escala biogeográfica	37
6.3. Agricultura y ganadería	37
6.3.1. Escala local	37

6.3.2.	Escala biogeográfica .....	38
6.4.	Pastoreo .....	39
6.4.1.	Escala local .....	39
6.4.2.	Escala biogeográfica .....	39
6.5.	Urbanización, desarrollo residencial y comercial.....	40
6.5.1.	Escala local .....	40
6.5.2.	Escala biogeográfica .....	41
6.6.	Actividad minera y extractiva, producción de energía, transportes y redes de comunicación.....	41
6.6.1.	Escala local .....	41
6.6.2.	Escala biogeográfica .....	42
6.7.	Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas.....	43
6.7.1.	Escala local .....	43
6.7.2.	Escala biogeográfica .....	43
6.8.	Intrusión humana y perturbaciones .....	44
6.8.1.	Escala local .....	44
6.8.2.	Escala biogeográfica .....	45
6.9.	Incendios y extinción de incendios .....	45
6.9.1.	Escala local .....	45
6.9.2.	Escala biogeográfica .....	46
6.10.	Contaminación: aguas superficiales, subterráneas, atmosférica, suelos, residuos .....	46
6.10.1.	Escala local .....	47
6.10.2.	Escala biogeográfica .....	48
<b>7.</b>	<b>ESTIMACIÓN DE LA IMPORTANCIA DE LOS IMPACTOS DE LAS AMENAZAS Y PRESIONES .</b>	<b>49</b>
<b>8.</b>	<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>51</b>



## 1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo se enmarca en el desarrollo de las metodologías a realizar para cada uno de los tipos de hábitat de España con el fin de establecer un sistema de ámbito estatal para el seguimiento y la evaluación de su estado de conservación, con atención preferente a los tipos de hábitat de interés comunitario (THIC) incluidos en el anexo I de la Ley 42/2007<sup>1</sup>, y, en especial, a los que figuran como prioritarios. En concreto, el trabajo se centra en los tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera, incluidos dentro de los ecosistemas lóticos vinculados a los medios acuáticos continentales.

Este trabajo tiene como objetivo general definir procedimientos para estimar las presiones y amenazas, tanto específicas como de carácter más general, que afectan o pueden afectar al estado de conservación de cada tipo de ecosistema de ribera.

## 2. OBJETIVOS

Los objetivos específicos del presente trabajo son cuatro:

- Definición final de la lista de presiones y amenazas.
- Descripción de los impactos de los principales tipos de presiones y amenazas.
- Descripción detallada de los procedimientos para poder estimar la magnitud de los impactos de las presiones y amenazas en los distintos tipos de hábitat.
- Síntesis de la magnitud de los impactos de las presiones y amenazas en los distintos tipos de hábitat.

## 3. MARCO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO

La conservación de los tipos de hábitat de ribera precisa de la identificación de todos los factores y procesos que ejercen una presión negativa o que pueden convertirse en una amenaza para su existencia y correcto funcionamiento. Los tipos de hábitat fluviales están, en general, muy mal conservados y severamente amenazados por diversos fenómenos entre los que destacan los usos del suelo, el cambio climático y la invasión de especies exóticas (Perry *et al.* 2012; Sala *et al.* 2000; Tockner & Stanford 2002). El estado de conservación de los bosques de ribera de España es notablemente deficiente, aunque son pocos los trabajos centrados en evaluar e identificar las presiones y amenazas (Garilleti *et al.* 2003; González del Tánago *et al.* 2006; Munné *et al.* 2003; Salinas *et al.* 2000).

El primer paso es reconocer precisamente cuáles son las presiones y amenazas que afectan a los bosques y matorrales de ribera de España. Este reconocimiento, además, conlleva identificar cuáles son los impactos sobre atributos básicos de los bosques y matorrales de ribera: rango, extensión, estructura, composición florística y funcionalidad ecológica. Aunque se han generado varios índices para abordar esta tarea (González del Tánago *et al.* 2006; González del Tánago & García de Jalón 2011; Munné *et al.* 2003) no hay ningún trabajo específico que recoja información sobre amenazas y sus impactos abarcando todo el marco geográfico español.

---

<sup>1</sup> Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad



El segundo paso sería diseñar y ejecutar métodos de evaluación de las amenazas reconocidas y de sus impactos en los bosques de ribera a lo largo del tiempo. Ahora bien, para proponer sistemas fiables de evaluación de los impactos de las distintas presiones y amenazas sobre la extensión, estructura y funcionalidad de los tipos de hábitat se requiere una información que no existe de manera detallada para todas las amenazas. No obstante, se ha ido incrementando el conocimiento de, por ejemplo, el efecto de la regulación de caudales en la riqueza de comunidades y en la riqueza de plantas u otros organismos que acogen las riberas (Dynesius *et al.* 2004; Jansson *et al.* 2005; Nilsson *et al.* 1997; Stella *et al.* 2013). Igualmente, se están diseñando modelos conceptuales para evaluar los efectos del incremento del CO<sub>2</sub> y el concomitante aumento de temperaturas (Perry *et al.* 2012).

España necesita datos más precisos sobre presiones y amenazas y sus efectos en los bosques y matorrales de ribera, en especial sus impactos sobre los tres parámetros básicos ('Rango', 'Superficie ocupada' y 'Estructura y función') para la evaluación del estado de conservación de los tipos de hábitat (DG Environment 2017<sup>2</sup>; European Commission 2011<sup>3</sup>). Es más, antes de evaluar los posibles impactos sería necesario conocer dichos parámetros para cada tipo de hábitat. Actualmente, no se dispone de información suficiente sobre la influencia que las presiones y amenazas tienen sobre estos tres parámetros, para poder determinar las tres categorías (buena, pobre, mala) relativas al parámetro 'Perspectivas futuras' de los tipos de hábitat. Por tanto, para el diseño y ejecución de los métodos de evaluación habrá que asumir un proceso de experimentación y reformulación de criterios a partir de los datos que se tomen como referencia inicial en las áreas seleccionadas para abordar los seguimientos. Aun así, resultará complejo evaluar el impacto de ciertas amenazas. Como primera aproximación indirecta, se comparan los atributos de bosques con y sin presiones (sin explotación de recursos hídricos, por ejemplo). En esta aproximación las comparaciones serán relativas pues los casos elegidos de un mismo tipo de bosque con y sin presión, estarán seguramente ubicados en localidades geográficas diferentes y, por tanto, bajo condiciones ambientales locales (o regionales) distintas. Así mismo, será difícil o incluso imposible, disociar el efecto de cada una de las presiones. Como se muestra a continuación, normalmente los bosques y matorrales de ribera están sujetos a varias presiones que actúan de manera simultánea. Por ello, en muchos casos será un reto evaluar de manera independiente los efectos de dos presiones simultáneas, por ejemplo calentamiento global y sobreexplotación de recursos hídricos subterráneos, ya que pueden generar consecuencias parecidas a escalas temporales similares.

#### 4. MATERIAL Y MÉTODOS

Para abordar la selección de las presiones y amenazas más relevantes en los bosques y matorrales de ribera se ha efectuado la siguiente estrategia:

1. Analizar las presiones y amenazas detectadas en 724 enclaves riparios de la mitad sur de España (incluyendo Baleares y Canarias), donde también se estudió la composición florística y estructura de las comunidades leñosas riparias (Garilleti *et al.* 2012).

---

<sup>2</sup> [http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats\\_art17](http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17)

<sup>3</sup> <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/reference-material-for-reporting-period-2007-2012-art-17>





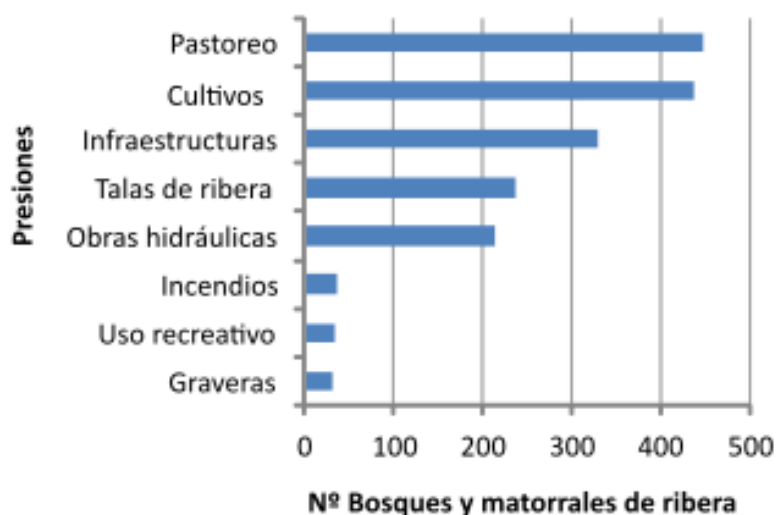
2. Adecuar las presiones y amenazas detectadas a la lista aprobada para la elaboración del informe sexenal del artículo 17 de la Directiva Hábitats para el periodo 2007-2012<sup>4</sup>.

Para describir con más detalle los efectos de las presiones y amenazas seleccionadas se ha recurrido, a su vez, a obras específicas sobre perturbaciones habituales en sistemas fluviales (Aguiar *et al.* 2009; Burton *et al.* 2005; González del Tánago & García de Jalón 1995; Naiman & Decamps 1997; Pennington *et al.* 2010; Sato *et al.* 2010) y la propia experiencia acumulada por el equipo y refrendada en varias obras sintéticas (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 1996; Lara *et al.* 2007).

## 5. PRESIONES Y AMENAZAS

### 5.1. Principales presiones detectadas en los bosques y matorrales de ribera de España

A continuación, se presenta un análisis sencillo que abarca la mitad sur de España (incluyendo Baleares y Canarias) en el que la heterogeneidad de las perturbaciones registradas en 724 bosques y matorrales riparios se ha sintetizado en ocho categorías (Figura 1). Por su elevada frecuencia, destacan el pastoreo y las prácticas agrícolas incluyendo todo tipo de cultivos, herbáceos y leñosos, tanto de interés hortofrutícola como maderero. También son muy comunes las infraestructuras (carreteras y pistas en paralelo a los cursos fluviales, puentes, etc.), obras hidráulicas (embalses, canalizaciones y captaciones de agua) y tala de árboles con diferentes fines, generalmente agropecuarios. Las graveras, los incendios (provocados) y el uso recreativo tienen una incidencia notablemente menor.



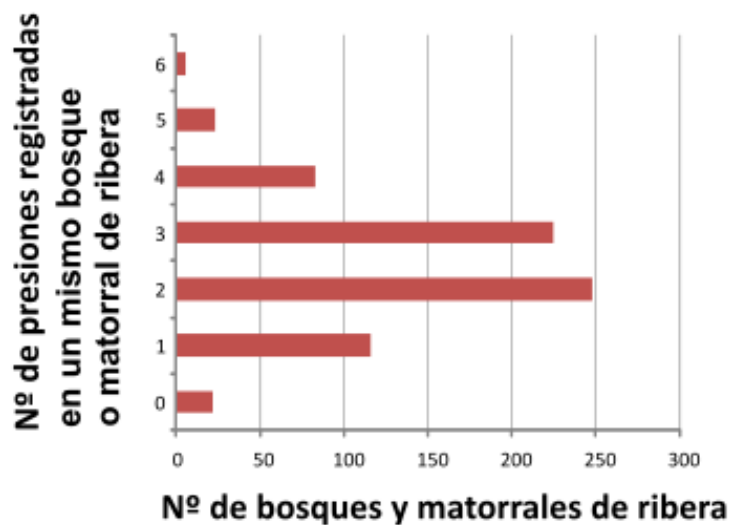
**Figura 1** Prevalencia de las principales presiones registradas en 724 bosques y matorrales riparios de la mitad sur de España (incluyendo Baleares y Canarias). Fuente: elaboración propia.

<sup>4</sup> [https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/docs/list\\_threats\\_pressures.xls](https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/docs/list_threats_pressures.xls)



Generalmente un bosque o matorral de ribera está afectado por más una presión de manera simultánea, normalmente por dos o tres (Figura 2). Son pocos, pero se registran bosques con múltiples agresiones. Por el contrario, solamente una veintena de los bosques y matorrales estudiados se encuentran sin sufrir presiones actualmente.

En este análisis empírico de la principales agresiones registradas en los bosques y matorrales de las riberas españolas no se contemplan amenazas que acualmente ya están afectando seriamente a los tipos de hábitat de ribera, como son el cambio climático o la sobreexplotación de recursos hídricos superficiales y subterráneos.



**Figura 2** Número de presiones afectando simultáneamente en un mismo enclave a la vegetación de ribera en la mitad sur de España (incluyendo Baleares y Canarias). Fuente: elaboración propia.

## 5.2. Lista de presiones y amenazas para los bosques y matorrales de ribera de España

La lista de presiones y amenazas que se propone en la Tabla 1 recoge un total de 11 grandes tipos que, en algunos casos, se han generado tanto fusionando algunos grandes tipos de amenazas como también, subdividiendo alguno de ellos para reconocer fenómenos perturbadores que tienen rasgos distintivos y que podrían requerir métodos evaluadores diferentes.



**Tabla 2** Lista de presiones y amenazas relevantes para los bosques de ribera de España. Los códigos y la descripción de las presiones y amenazas se corresponden con los códigos tipificados para la elaboración del informe sexenal del artículo 17 de la Directiva Hábitats para el periodo 2007-2012<sup>5</sup>. Fuente: elaboración propia.

Nº	Presiones / Amenazas	Códigos y descripción
1	<b>Cambio climático</b>	<p><b>M - Cambio climático</b></p> <p>M01 - Cambios en las condiciones abióticas</p> <p>M01.01 - Cambios térmicos (p. ej. subida de la temperatura y temperaturas extremas)</p> <p>M01.02 - Sequía y disminución de la precipitación</p> <p>M01.03 - Inundaciones y aumento de la precipitación</p> <p>M01.04 - Alteraciones en el pH</p> <p>M01.05 - Alteraciones en el flujo hídrico (fluvial, mareal y oceánico)</p> <p>M01.07 - Cambios en el nivel del mar</p> <p>M02 - Cambios en las condiciones bióticas</p> <p>M02.01 - Cambios y alteraciones de hábitat</p> <p>M02.02 - Desincronización de procesos</p> <p>M02.03 - Declive o extinción de especies</p> <p>M02.04 - Migración de especies (colonizadores naturales)</p>
2	Alteraciones del sistema natural <b>Canalizaciones, captaciones de agua y regulación de caudales</b>	<p>J02.03 - Canalizaciones y desviaciones de agua</p> <p>J02.03.01 - Desviaciones de agua a gran escala</p> <p>J02.03.02 - Canalizaciones</p> <p>J02.04 - Alteraciones provocados por las inundaciones</p> <p>J02.04.02 - Ausencia de inundaciones</p> <p>J02.05 - Alteraciones en la dinámica y flujo del agua, general</p> <p>J02.05.02 - Alteraciones en los componentes estructurales de los cursos de las aguas continentales</p> <p>J02.05.03 - Alteraciones en las masas de agua permanentes</p> <p>J02.05.04 - Pantanos</p> <p>J02.05.05 - Pequeños proyectos hidroeléctricos, presas</p> <p>J02.06 - Captaciones de agua proveniente de aguas superficiales</p> <p>J02.06.01 - Captaciones de agua para agricultura</p> <p>J02.06.02 - Captaciones de agua para abastecimiento público</p> <p>J02.06.03 - Captaciones de agua para la industria manufacturera</p> <p>J02.06.04 - Captaciones de agua para la producción de electricidad (enfriamiento)</p> <p>J02.06.05 - Captaciones de agua para piscifactorías</p> <p>J02.06.06 - Captaciones de agua para la obtención de energía hidráulica</p> <p>J02.06.07 - Captaciones de agua para canteras / minas a cielo abierto (carbón)</p> <p>J02.06.08 - Captaciones de agua para la navegación</p> <p>J02.06.09 - Captaciones de agua para transvases</p> <p>J02.06.10 - Otras captaciones de agua importantes</p> <p>J02.07 - Captaciones de agua subterránea</p> <p>J02.07.01 - Captaciones de agua subterránea para agricultura</p> <p>J02.07.02 - Captaciones de agua subterránea para abastecimiento público</p> <p>J02.07.03 - Captaciones de agua subterránea para uso industrial</p> <p>J02.07.04 - Captaciones de agua subterránea para canteras o minas a cielo abierto (carbón)</p> <p>J02.07.05 - Otras captaciones de agua importantes destinadas a la agricultura</p>

Continúa en la siguiente página ►

<sup>5</sup> [https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/docs/list\\_threats\\_pressures.xls](https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/docs/list_threats_pressures.xls)



Nº	Presiones / Amenazas	Códigos y descripción
2	<p>Alteraciones del sistema natural</p> <p><b>Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas</b></p>	<p>J02 - Alteraciones de origen humano inducidas en las condiciones hidrológicas</p> <p>J02.01 - Vertederos, recuperación de tierra y desecación, general</p> <p>J02.01.03 - Relleno de zanjas/acequias, diques, lagunas, charcas, marismas o fosas</p> <p>J02.02 - Eliminación de sedimentos (barro, etc.)</p> <p>J02.02.01 - Dragados/eliminación de sedimentos fluviales</p> <p>J02.09 - Intrusiones de agua salada en agua subterránea</p> <p>J02.09.01 - Intrusiones de agua salada (salinización)</p> <p>J02.10 - Gestión de la vegetación acuática para facilitar el drenaje</p> <p>J02.11 - Alteración en la tasa de acumulación de sedimentos, escombreras, deposición de material de dragado</p> <p>J02.11.01 - Escombreras, deposición de material de dragado</p> <p>J02.11.02 - Otros cambios en la tasa de acumulación de sedimentos</p> <p>J02.12.02 - Diques y barreras de contención de desbordamiento en los sistemas de aguas continentales</p> <p>J02.15 - Otras alteraciones de origen humano inducidas en las condiciones hidrológicas</p>
3	<p>Agricultura y ganadería</p> <p><b>Agricultura y ganadería</b></p> <hr/> <p>Agricultura y ganadería</p> <p><b>Silvicultura, ciencias forestales</b></p>	<p><b>A - Agricultura</b></p> <p>A01 - Cultivos</p> <p>A02 - Modificación de prácticas agrícolas</p> <p>A02.01 - Intensificación agrícola</p> <p>A02.02 - Cambio de cultivos</p> <p>A02.03 - Eliminación de praderas/pastizales para uso agrícola</p> <p>A05 - Granjas de ganado y cría de animales (sin pastoreo)</p> <p>A05.02 - Alimento para ganado</p> <p>A06 - Cultivos no maderables anuales y perennes</p> <p>A06.01 - Cultivos anuales para producción de alimento</p> <p>A06.01.01 - Cultivos anuales intensivos para producción de alimentos - intensificación</p> <p>A06.01.02 - Cultivos anuales no intensivos para producción de alimento</p> <p>A06.02 - Cultivos no maderables perennes</p> <p>A06.02.01 - Cultivos perennes intensivos no maderables - intensificación</p> <p>A06.02.02 - Cultivos perennes no intensivos no maderables</p> <p>A06.03 - Producción de biocombustible</p> <p>A07 - Uso de biocidas, hormonas y productos químicos</p> <p>A08 - Uso de fertilizantes</p> <p>A09 - Regadío</p> <p>A10 - Concentraciones parcelarias</p> <p>A10.01 - Eliminación de setos y sotos o arbustos</p> <p>A11 - Actividades agrícolas no mencionadas anteriormente</p> <hr/> <p><b>B - Silvicultura, ciencias forestales</b></p> <p>B02 - Uso y gestión de bosques y plantaciones</p> <p>B02.01 - Repoblación</p> <p>B02.01.01 - Repoblación (especies autóctonas)</p> <p>B02.01.02 - Repoblación (especies alóctonas)</p> <p>B02.02 - Cortas a hecho</p> <p>B02.03 - Eliminación del sotobosque</p> <p>B02.04 - Eliminación de árboles muertos o deteriorados</p> <p>B02.06 - Clareo de bosques</p> <p>B03 - Aprovechamiento forestal sin repoblación o regeneración natural</p> <p>B04 - Uso de biocidas, hormonas y productos químicos (silvicultura)</p> <p>B05 - Uso de fertilizantes (silvicultura)</p> <p>B06 - Pastoreo en bosques</p> <p>B07 - Actividades forestales no mencionadas anteriormente</p>

Continúa en la siguiente página ►



Nº	Presiones / Amenazas	Códigos y descripción
4	Agricultura y ganadería <b>Pastoreo</b>	A04 - Pastoreo A04.01 - Pastoreo intensivo A04.01.01 - Pastoreo intensivo de ganado (vacuno) A04.01.02 - Pastoreo intensivo de ovejas A04.01.03 - Pastoreo intensivo de caballos A04.01.04 - Pastoreo intensivo de cabras A04.01.05 - Pastoreo intensivo de ganado mixto A04.02 - Pastoreo no intensivo A04.02.01 - Pastoreo no intensivo de ganado (vacuno) A04.02.02 - Pastoreo no intensivo de ovejas A04.02.03 - Pastoreo no intensivo de caballos A04.02.04 - Pastoreo no intensivo de cabras A04.02.05 - Pastoreo no intensivo de ganado mixto. K04.05 - Daños causados por herbívoros (incluyendo especies de caza)
5	<b>Urbanización, desarrollo residencial y comercial</b>	<b>E - Urbanización, desarrollo residencial y comercial</b> E01 - Zonas urbanas, asentamientos humanos E01.01 - Zonas de crecimiento urbano continuo E01.02 - Zonas de crecimiento urbano discontinuo E01.03 - Población dispersa E02 - Áreas industriales o comerciales E02.01 - Fábricas E02.02 - Naves industriales E02.03 - Otras áreas industriales/comerciales E04 - Construcciones y edificios en el paisaje E05 - Naves de almacenamiento E06 - Otras actividades urbanísticas, industriales o similares G02 - Instalaciones deportivas y de ocio G02.01 - Pistas de golf G02.02 - Pistas y estaciones de esquí G02.03 - Estadios G02.04 - Circuitos y pistas G02.05 - Hipódromos G02.06 - Parques de atracciones G02.07 - Campo de deportes (p. ej. campos de fútbol) G02.08 - Campings y caravanas G02.10 - Otros deportes o instalaciones de ocio
6	<b>Actividad minera y extractiva y producción de energía</b>  <b>Transportes y redes de comunicación</b>	<b>C - Actividad minera y extractiva y producción de energía</b> C01 - Minas y canteras C01.01 - Extracción de arena y grava C01.01.01 - Canteras de arena y grava C01.04 - Minas C01.07 - Minería y actividades de extracción no mencionadas anteriormente  <b>D - Transportes y redes de comunicación</b> D01 - Carreteras, caminos y vías de tren D01.01 - Sendas, pistas, carriles para bicicletas D01.02 - Carreteras y autopistas D01.03 - Aparcamientos y áreas de estacionamiento de coches D01.04 - Líneas de ferrocarril, tren de alta velocidad D01.05 - Puentes, viaductos D02 - Infraestructuras lineales de servicio público D03 - Rutas de navegación, puertos, construcciones marinas D04 - Aeropuertos, rutas de vuelo D06 - Otras formas de transporte y comunicaciones
7	<b>Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas</b>	<b>I - Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas</b> I01 - Especies invasoras y especies alóctonas I03 - Introducciones de material genético, organismo genéticamente modificado (OGM) I03.02 - Contaminación genética (plantas)

Continúa en la siguiente página ►



Nº	Presiones / Amenazas	Códigos y descripción
8	<b>Intrusión humana y perturbaciones</b>	<b>G - Intrusión humana y perturbaciones</b> G01 - Deportes al aire libre y actividades de ocio, actividades recreativas organizadas G01.02 - Excursionismo, equitación y uso de vehículos no motorizados G01.03 - Vehículos motorizados G01.08 - Otros deportes al aire libre y actividades de ocio G05 - Otras molestias e intrusiones humanas G05.01 - Pisoteo, uso excesivo G05.07 - Medidas de conservación inapropiadas o ausentes G05.09 - Vallas, cercados
9	Alteraciones del sistema natural <b>Incendios y extinción de incendios</b>	J01 - Incendios y extinción de incendios J01.01 - Quemadas intencionadas
10	<b>Contaminación: aguas superficiales, subterráneas, atmosférica, suelos, residuos</b>	<b>H - Contaminación</b> H01 - Contaminación de aguas superficiales (de agua dulce, marina y salobre) H01.01 - Contaminación de aguas superficiales por naves industriales H01.03 - Otras fuentes puntuales de contaminación de aguas superficiales H01.05 - Contaminación difusa de aguas superficiales causada por actividades agrícolas y forestales H01.06 - Contaminación difusa de aguas superficiales causada por la red de transportes y por las infraestructuras sin conexión a canalizaciones / máquinas barrenderas H01.07 - Contaminación difusa de aguas superficiales causada por el abandono de polígonos industriales H01.08 - Contaminación difusa de aguas superficiales causada por aguas de desagüe de uso doméstico y aguas residuales H01.09 - Contaminación difusa de aguas superficiales causada por otras fuentes no mencionadas anteriormente H02 - Contaminación de aguas subterráneas (fuentes puntuales y fuentes difusas) H02.01 - Contaminación de aguas subterráneas debida a escapes provenientes de lugares contaminados H02.02 - Contaminación de aguas subterráneas debida a escapes provenientes de depósitos de vertidos H02.04 - Contaminación de aguas subterráneas por los vertidos de aguas de mina H02.05 - Contaminación de aguas subterráneas causada por vertidos sobre suelos, tales como descargas sobre sumideros H02.06 - Contaminación difusa de aguas subterráneas causada por actividades agrícolas y forestales H02.07 - Contaminación difusa de las aguas subterráneas causada por poblaciones sin alcantarillado H02.08 - Contaminación difusa de las aguas subterráneas causada por el uso urbano del suelo H04 - Contaminación atmosférica H04.01 - Lluvia ácida H04.02 - Enriquecimiento de nitrógeno H04.03 - Otros tipos de contaminación atmosférica H05 - Contaminación de suelos y residuos sólidos (excluyendo vertidos) H05.01 - Desechos y residuos sólidos H07 - Otras formas de contaminación



### 5.3. Descripción de las principales presiones y amenazas para los bosques y matorrales de ribera de España

A continuación, se describen las distintas presiones y las potenciales consecuencias (impactos) en las comunidades de ribera, detallando las posibles diferencias en las distintas regiones biogeográficas (alpina, atlántica, mediterránea y macaronésica).

#### 5.3.1. Cambio climático

Tradicionalmente, los bosques y matorrales de ribera se han descrito como un tipo de vegetación azonal (Rivas-Martínez 1987; Walter 1985) y, por tanto, independiente del clima regional. Sin embargo, la realidad pone de manifiesto que la distribución de la notable riqueza de comunidades riparias que España atesora está determinada en gran medida por el régimen termo-pluviométrico (Garilletei *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007).

El cambio climático global está asumido desde hace más de una década (Hughes 2000). Se trata de un proceso que constituye una de las principales amenazas de la biodiversidad a nivel mundial (Sala *et al.* 2000). Sin embargo, es una amenaza cuyos efectos —y la intensidad de los mismos— no son fáciles de evaluar. Aun así, se presume que, a distintas escalas espaciales, va a condicionar la distribución, la estructura y la composición de los bosques de ribera (Perry *et al.* 2012; Stella *et al.* 2013). Estos efectos serán tanto directos como indirectos. Efectos directos debidos a que las especies formadoras de bosque y sus especies acompañantes tienen unos requerimientos termo-pluviométricos determinados (Garilletei *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007). Pero, a estos se superponen los efectos indirectos del clima a través de su influencia en los recursos hídricos y en los regímenes hidrológicos (Moran-Tejeda *et al.* 2014; Tuset *et al.* 2016). En efecto, la cantidad, la continuidad de caudales y el régimen de crecidas determinan igualmente la distribución de especies y comunidades de ribera (Baatrup-Pedersen *et al.* 2013; Baker 1990; Boedeltje *et al.* 2004; Garilletei *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007). Aunque no hay modelos precisos, se prevé que buena parte de los cursos de caudal continuo deriven a cursos de caudal discontinuo (Martínez-Fernández *et al.* 2013). Este cambio provocará drásticas modificaciones en el tapiz vegetal ripario (Perry *et al.* 2012; Stella *et al.* 2013).

Las previsiones de cambio climático de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET)<sup>6</sup> para el Mediterráneo y las islas Canarias (Christensen *et al.* 2007; Morata-Gasca 2014) son:

- Temperatura media: incremento de 2,2-5,1 °C. Menor en las regiones alpina, atlántica, macaronésica y en el área costera mediterránea. Mayor en las áreas continentales de la región mediterránea.
- Descenso de las precipitaciones y aumento de la frecuencia de los eventos torrenciales.
- Disminución de la escorrentía superficial: reducción de un 20-40%.
- Incremento de la variabilidad pluviométrica, mayor frecuencia de periodos de sequía.
- Salinización de los lechos fluviales como consecuencia del predominio de evaporación y/o prolongada sequía. Esta salinización también se producirá en los cursos bajos por aumento del

<sup>6</sup> [http://www.aemet.es/es/idi/clima/escenarios\\_CC](http://www.aemet.es/es/idi/clima/escenarios_CC)



nivel del mar (Meehl *et al.* 2007; Vargas-Yáñez *et al.* 2010), aunque se trata de un fenómeno que requiere mejores modelizaciones (Calafat *et al.* 2012).

El cambio climático y la menor disponibilidad de agua provocarán, en términos generales, los siguientes cambios, que serán más rápidos en los cursos de menor entidad (pequeños ríos, arroyos y ramblas) en todas las regiones biogeográficas y, muy especialmente, en la región mediterránea y en los pisos bioclimáticos más áridos de la región macaronésica:

- Disminución del rango de distribución de numerosas comunidades riparias, salvo aquellas más resistentes al estrés hídrico.
- Reducción de la cobertura y reemplazo por otras comunidades. Las formaciones riparias originales se fragmentarán, especialmente aquellas más exigentes en humedad pues quedarán relegadas a los microtopos más húmedos, como por ejemplo alisedas (bosques dominados por *Alnus* gr. *glutinosa*), abedulares (constituidos por *Betula* spp.) y loreras (comunidades constituidas por *Prunus lusitanica*). Igualmente, perderán amplitud en las orillas y también es posible que pierdan altura. El reemplazo de comunidades posiblemente se traduzca en un aumento de las formaciones riparias tolerantes a cursos discontinuos o incluso xerófilas: por ejemplo, fresnedas mediterráneas (formaciones de *Fraxinus angustifolia*), tarayales (dominados por *Tamarix* spp.) o adelfares (comunidades dominadas por *Nerium oleander*). En este recambio de comunidades se podrían incorporar las halófilas, como los tarayales halófilos, allí donde las características edáficas sumadas a la mayor frecuencia e intensidad de la evaporación favorezcan la concentración de sales. También se producirá la colonización de los espacios fluviales por formaciones climatófilas, como por ejemplo retamares (formaciones de *Retama sphaerocarpa*) en ramblas, bosques de quercíneas, etc. Antes de la desaparición de una determinada comunidad, se irán apreciando cambios en la estructura interna. Previsiblemente, se perderá riqueza de estratos o biotipos (p. ej. epífitos vasculares y no vasculares) y también se reducirá la representación de algunos grupos ecológicos, especialmente el de las plantas edafohigrófilas y nemorales (i.e. plantas que requieren microhábitats con suelos y atmósferas húmedas). Por otra parte, en las áreas costeras, el aumento del nivel del mar provocará la desaparición de las comunidades dulceacuícolas y favorecerá a las adaptadas a condiciones salinas o salobres.
- La reducción de área de ocupación o cobertura por fragmentación longitudinal y pérdida de amplitud, así como la pérdida de complejidad estructural disminuirán las propiedades funcionales de las comunidades riparias. Aquí se mencionan algunas de las más importantes:
  - Corredor ecológico (para aves, mamíferos, reptiles, anfibios, insectos). Esta función depende de la continuidad y amplitud de los bosques de ribera (Lyon & Gross 2005; Naiman *et al.* 1993; Naiman & Decamps 1997; Tabacchi *et al.* 1998).
  - Amortiguación de las crecidas de caudal y avenidas (Naiman & Decamps 1997).
  - La retención de sedimentos y reducción de la erosión depende de la continuidad de los bosques de ribera y de su amplitud, no solo a escala local sino también, y más importante, a escala de cuenca (Naiman & Decamps 1997; Sparovek *et al.* 2002).
  - El microclima diferencial que genera un bosque de ribera depende de su amplitud y densidad y está relacionado con la complejidad estructural (Caldwell *et al.* 1998; Sterling 1992).
  - La función de filtro verde o capacidad de retener exceso de nutrientes procedentes de los fertilizantes del medio agrario, de metales pesados y de microorganismos nocivos está





relacionada con la continuidad del bosque ripario, su amplitud y la complejidad estructural (Bernal *et al.* 2003; Broadmeadow & Nisbet 2004; Naiman & Decamps 1997).

- Fuente de materia orgánica, especialmente en cursos altos o en situaciones ambientales en las que no hay macrófitos acuáticos (Naiman & Decamps 1997).

### 5.3.2. Canalizaciones, captaciones de agua, regulación de caudales y cambios inducidos en las condiciones hidráulicas

Estas presiones y amenazas están dentro del gran grupo 'Alteraciones del sistema natural'. Abarca numerosas perturbaciones, tan diferentes como la captación de aguas, la alteración de procesos de sedimentación o los incendios provocados. Aquí solo se pueden esquematizar tendencias simples basadas en las evidencias observadas directamente en campo diferenciando tres subgrupos de perturbaciones: captaciones de agua, regulaciones de caudal y cambios inducidos en las condiciones hidráulicas.

No hay que olvidar que el agua es el factor vital que origina y distingue los ecosistemas acuáticos, incluyendo también los riparios. Las presiones directas o indirectas sobre el agua afectan necesariamente al estado de conservación de los bosques y matorrales de ribera, tanto a su propia existencia como a su funcionalidad ecológica (Ji *et al.* 2006; Naiman & Decamps 1997; Stromberg *et al.* 1996).

#### Captación de agua

La sobreexplotación del agua está íntimamente vinculada a la agricultura de regadío, así como al abastecimiento de viviendas y de actividades lúdicas (p. ej. estaciones de esquí, piscinas y campos de golf), y de la industria. Se estima que la reducción de más de un 20% del caudal natural de un río tiene consecuencias en la salud de los ecosistemas riparios y en su funcionalidad ecológica (Richter *et al.* 2012).

El impacto de la captación de agua puede ser muy variable dependiendo de la cantidad retirada de agua, del momento en el que el agua es captada, del agente responsable o del uso que se hace de ella pues todo ello, a su vez, condiciona el porcentaje que retorna al río (Hoekstra *et al.* 2012). En la mayoría de los casos provoca una disminución del caudal circulante, una disminución de la amplitud de la lámina de agua en el lecho fluvial, una menor humedad en las orillas y vegas y, a la postre, una menor humedad sub-superficial (Chen & Xu 2005).

No se dispone de evidencias publicadas que ilustren de una manera cuantitativa la relación entre la captación de caudales y el cambio en la superficie ocupada y la estructura y función de los bosques y matorrales de ribera presentes en España. Ahora bien, existen observaciones acumuladas que permiten describir tendencias.

En todas las regiones biogeográficas se están registrando cambios en la riqueza de comunidades, en su superficie ocupada y en su estructura y función:

- Disminución en extensión y riqueza de las comunidades.



- Retracción y desaparición de las formaciones de vega. Su presencia es ya testimonial por la histórica explotación agraria de las vegas. La desecación de terrazas fluviales dilapida cualquier posibilidad de recuperación.
- Aumento en la cobertura y extensión de las comunidades y especies adaptadas a cursos fluviales con caudal temporal (p. ej. fresnedas mediterráneas, alamedas y tarayales).
- Incremento en los sistemas riparios de la cobertura y extensión de comunidades y plantas mesófilas o xerófilas, propias de la vegetación de ladera.
- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Disminución de las especies con mayores exigencias hídricas, típicas de cursos con caudal continuo o suelos permanentemente húmedos (p. ej. alisedas, loreras o saucedas pantanosas).
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas, banales, incluyendo plantas exóticas invasoras.

Además, en las regiones biogeográficas macaronésica y mediterránea se producen los siguientes procesos:

- Desaparición de formaciones edafohigrófilas características de arroyos con caudal temporal y de ramblas con caudal efímero, tanto las típicas mediterráneas de curso bajo como las montañas: adelfares, alocares, tamujares, tarayales o mimbreras calcófilas.
- Incremento de arbustadas climatófilas en los lechos fluviales: retamares, baleras (formaciones canarias de *Plocama pendula*), etc.

La captación de caudales provoca también cambios negativos en las propiedades funcionales de las comunidades riparias. Aquí se mencionan algunos de los más importantes:

- Merma de la función de corredor ecológico.
- Disminución de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la retención de sedimentos y de la erosión.
- Reducción en la capacidad de generar y mantener el microclima diferencial local.
- Reducción de la eficacia de las formaciones riparias como filtro verde.
- Reducción del aporte de materia orgánica, especialmente en cursos altos o en situaciones ambientales en las que no hay macrófitos acuáticos.

## Regulación de caudales

La gran mayoría de los ríos con caudal permanente tienen su caudal regulado mediante infraestructuras hidráulicas, generalmente azudes y embalses. La regulación afecta inicialmente al caudal y a su dinámica. El volumen de agua circulante suele ser menor en el periodo en el que los bosques de ribera necesitan más agua, debido a que es cuando hay mayor demanda agraria y humana. A su vez, se reducen las fluctuaciones de caudal y sobre todo la intensidad y frecuencia de las crecidas. Todos estos cambios provocan en el sistema fluvial de cualquiera de las regiones biogeográficas los siguientes impactos:

- Anegación del tipo de hábitat ripario donde se instala la lámina artificial de agua.
- Reducción de la variedad de tipos de hábitat y microhábitats riparios (p. ej. llanuras aluviales, brazos secundarios, etc.)



Además, en todas las regiones biogeográficas se producen cambios en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura:

- Reducción de la dispersión de propágulos que se diseminan por la corriente y de la riqueza de especies o biotipos que se instalan en las orillas (Dynesius *et al.* 2004; Jansson *et al.* 2005; Nilsson *et al.* 1997).
- Alteración de las dinámicas demográficas de las especies formadoras de bosques y matorrales de ribera (Stella *et al.* 2010).
- Reducción de la variedad de bosques y matorrales de ribera.
- Reducción de la complejidad estructural y simplificación de dinamismo en los tramos próximos a las infraestructuras hidráulicas. Esta reducción se produce aguas abajo, tras el muro (Jansson *et al.* 2000). Se pierden formaciones típicas de orillas y lechos de ríos con régimen torrencial, como las choperas naturales de *Populus nigra* y aquellas comunidades pioneras colonizadoras de ambientes inestables (p. ej. saucedas blancas, mimbreras, saucedas cantábricas).
- Proliferación de formaciones leñosas en las colas de los embalses como por ejemplo saucedas blancas o tarayales (Garilletei *et al.* 2012).

La función ecológica más afectada sería la de corredor ecológico (mamíferos, reptiles, anfibios, insectos).

### Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas

Este subtipo de presiones y amenazas abarca toda una serie de alteraciones relacionadas con el biotopo o las características geomorfológicas fluviales. Pese a tener el término 'hidráulico', aquí no se incluyen presiones y amenazas relacionadas directamente con el agua pues quedan incluidas en los dos subtipos anteriores. En este subtipo se consideran las alteraciones no naturales en las características geomorfológicas fluviales y que afectan notable y negativamente a la vegetación. Se entiende como alteraciones no naturales a los cambios efectuados por el hombre en el biotopo o ambiente ripario (Gurnell *et al.* 2012).

El régimen hídrico, mediante sus particularidades temporales y espaciales, genera crecidas, transporte regular o abrupto de sedimentos, desmantelamiento de orillas y génesis de islas, llanuras y terrazas aluviales que configuran la geomorfología fluvial en un enclave determinado (Corenblit *et al.* 2011). Las comunidades forestales riparias pueden ser muy diferentes en un mismo enclave, dependiendo de evidentes o sutiles variaciones en la microtopografía fluvial, textura de los sedimentos, etc. (Garilletei *et al.* 2012; Lara *et al.* 1996; Lara *et al.* 2007). Por tanto, las alteraciones en las características geomorfológicas fluviales y en los procesos asociados, como la sedimentación, transporte y erosión, afectan directamente a la riqueza de los bosques y matorrales de ribera, así como a su extensión, cobertura, composición florística, estructura y función.

Las alteraciones más comunes registradas en las características geomorfológicas fluviales y que afectan a los bosques y matorrales de ribera son:

- Destrucción de la topografía del enclave fluvial para poner en cultivo los suelos de orillas y vegas.
- Encauzamiento de los ríos, de manera que se pierde su discurrir natural. Generalmente desaparecen los cursos sinuosos.



- Construcción de infraestructuras viarias en paralelo al curso fluvial. Normalmente las obras de carreteras, pistas o vías férreas conllevan el deterioro de la topografía típica del ambiente fluvial y, como secuela habitual, se abandonan ingentes volúmenes de escombros en las orillas.
- Construcción o levantamiento de motas para reducir riesgos de inundación.
- Cementado (o asfaltado u otras creaciones de firme) del cauce y/o las orillas.

Los impactos registrados en la superficie ocupada por los bosques de ribera en todas las regiones biogeográficas son idénticos:

- Reducción de la cobertura, longitudinal y, sobre todo, en el eje horizontal de cada una de las comunidades. Ocasionalmente la comunidad más resistente a las perturbaciones se puede hacer dominante.
- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera, especialmente a lo largo de los cursos fluviales.

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Reducción de la variabilidad de comunidades.
- Reducción de complejidad estructural. Pérdida de biotipos, como por ejemplo las formas de vida adaptadas a la inestabilidad o perturbaciones naturales asociadas a regímenes hídricos irregulares.
- Incremento de taxones nitrófilos y exóticos.

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas podrían ser muy variados dependiendo de la extensión afectada, la intensidad y recurrencia de la alteración:

- Merma de la función de corredor ecológico.
- Disminución de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la retención de sedimentos y de la erosión.
- Reducción en la capacidad de generar y mantener el microclima diferencial local.
- Reducción de la función de filtro verde.
- Reducción del aporte de materia orgánica.

### 5.3.3. Agricultura, ganadería y silvicultura

En este grupo se incluyen un buen número de presiones y amenazas que son generalmente las que más afectan a los bosques y matorrales de ribera de España como se ha reflejado en la Figura 1. Para detallar los impactos se han generado dos subgrupos de alteraciones: 'Agricultura y ganadería' y 'Silvicultura, ciencias forestales'.

#### Actividades agrícolas y ganaderas

Las prácticas agrarias, por su extensión en el territorio español, son, con diferencia, una de las actividades humanas que más afecta a la riqueza de comunidades riparias y a su superficie ocupada, estructura y



función, como sucede en el resto de la cuenca mediterránea (Corbacho *et al.* 2003; Fernandes *et al.* 2011).

Los impactos son numerosos y, sobre todo, se han venido produciendo desde hace siglos. La fertilidad de los suelos vinculados a los cursos fluviales ha provocado históricamente la alteración de la vegetación riparia (Lara *et al.* 2007). Parte de los impactos de la agricultura y ganadería no tienen que ver con su desarrollo sino con los cambios provocados en la topografía del medio fluvial para ponerlas en práctica. Estas perturbaciones, no obstante, ya se han tratado en el apartado 5.3.2. A su vez, las prácticas agropecuarias actuales conllevan el uso de fertilizantes y pesticidas, que provocan la contaminación de suelos y de las aguas superficiales y subterráneas (véase apartado 5.3.10). A corto y medio plazo, también, alteran la riqueza de comunidades, su composición florística, su estructura y sus funciones ecológicas. La intensidad de los impactos de las prácticas agrarias, lejos de disminuir con la evolución de las políticas proteccionistas, ha aumentado. Ello se debe al incremento espacial de la agricultura de regadío. En efecto, la agricultura actual es el principal agente consumidor de agua provocando la sobreexplotación de los recursos hídricos: acuíferos subterráneos y caudales de ríos, arroyos y ramblas. Además, se ha producido un paulatino aumento de infraestructuras –muchas veces instaladas en las propias orillas y vegas–, canalizaciones –a veces verdaderas obras faraónicas–, concentraciones parcelarias y uso abusivo e innecesario de fitosanitarios. Así pues, la agricultura y la ganadería alteran la geomorfología fluvial, sobreexplotan y contaminan el agua.

Los impactos detectados en la superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Reducción del área, longitudinal y, sobre todo, en el eje horizontal de cada una de las comunidades. Las prácticas agropecuarias son las responsables de la desaparición absoluta de los bosques de vega (Fernandes *et al.* 2011).
- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera, especialmente a lo largo de los cursos fluviales (Corbacho *et al.* 2003; Fernandes *et al.* 2011).

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Reducción de la variabilidad de comunidades (Corbacho *et al.* 2003; Fernandes *et al.* 2011). En ocasiones, las prácticas ganaderas han favorecido ciertos bosques como las fresnedas o las olmedas en detrimento de los bosques mixtos originales. Además, las comunidades favorecidas se han mantenido con una estructura y composición muy desvirtuadas.
- Reducción de la complejidad estructural (Corbacho *et al.* 2003). Pérdida de biotipos, por ejemplo, las formas de vida adaptadas a la inestabilidad o perturbaciones naturales asociadas a regímenes hídricos irregulares.
- Incremento de taxones nitrófilos, ruderales y exóticos (Aguar & Ferreira 2005).

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al reducirse la extensión de los bosques y matorrales de ribera, su riqueza y complejidad estructural, máxime si aparecen y abundan las plantas exóticas.
- Se reduce la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.



- Se reduce la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- La función de filtro verde puede ser insignificante ante prácticas agrarias con abuso de fitosanitarios y granjas intensivas con todo tipo de ganado, sobre todo porcino. La merma en la capacidad de filtrar se incrementa si se ha reducido la amplitud de la vegetación riparia.

### Silvicultura, ciencias forestales

Las plantaciones forestales no solo provocan la desaparición de los bosques y matorrales de ribera originales, sino que en muchos casos también condicionan numerosas alteraciones de la topografía natural del ambiente fluvial, especialmente de las terrazas fluviales. Así mismo, su gestión va ligada al uso de fertilizantes y pesticidas que empobrecen aún más las plantas autóctonas que logran resistir.

En España, la mayoría de las plantaciones forestales en ambientes riparios son choperas (de *Populus x canadensis*), con más de 130 000 ha (COMADERA 2010). Secundariamente, también hay plantaciones de plátanos (*Platanus x hispanica*), de álamos (*Populus alba*) y en el pasado también se instalaban o favorecían a los olmos (*Ulmus minor*). En las últimas décadas se han sumado plantaciones de cerezos (*Prunus spp.*) y nogales (*Juglans spp.*) autóctonos y exóticos para producir madera. En general, todas han supuesto el desmantelamiento de buena parte de nuestros bosques y matorrales de ribera en cursos medios y bajos, siendo los bosques de vega especialmente perjudicados.

Igualmente, la instalación y gestión forestal de las plantaciones en laderas ( pinares, eucaliptares, etc.) también afectan a la superficie ocupada, estructura y función de los bosques de ribera, pues en muchos casos estas plantaciones se extienden hasta las orillas y suelen conllevar infraestructuras (por ejemplo, la apertura de pistas en paralelo a los arroyos o aprovechando el lecho de estos) que arruinan la vegetación riparia.

Finalmente, también es muy importante destacar que entre los manejos forestales se incluye la 'limpieza' de riberas, el clareo de sotobosques o la eliminación de troncos muertos que conllevan impactos muy severos y contraproducentes para la conservación de la biodiversidad y para la reducción de los impactos ambientales (avenidas, erosión) que se quieren evitar. Las actuaciones en espacios reducidos sin duda pueden paliar problemas puntuales o favorecer ciertas actividades de ocio. Pero su uso generalizado y espacialmente extendido supone la pérdida de comunidades enteras o de estratos que configuran los ecosistemas riparios. Esto afecta a los parámetros 'Superficie ocupada' y 'Estructura y función' de los ecosistemas riparios.

Los impactos en la superficie ocupada de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Reducción del área y cobertura a lo largo del río (eje longitudinal) y, sobre todo, de la amplitud (eje horizontal) de cada una de las comunidades.
- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera, especialmente a lo largo de los cursos fluviales.

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Reducción de la variabilidad de comunidades, especialmente bosques de vega.



- Reducción de complejidad estructural. Pérdida de biotipos, por ejemplo, de leñosas arbustivas por aplicarse clareos o pérdida de hemicriptófitos y geófitos por compactación del suelo al manejar maquinaria pesada.
- Incremento de taxones nitrófilos, ruderales y exóticos. Algunos de los exóticos son las propias especies plantadas que acaban por naturalizarse.

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al reducirse la extensión de los bosques y matorrales de ribera, su riqueza y complejidad estructural, máxime si se eliminan los estratos arbustivos y arborescente.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la función de filtro verde.

#### 5.3.4. Pastoreo

Esta presión está originalmente incluida dentro del grupo 'Agricultura y ganadería'. Se segrega por la particularidad de sus impactos y la forma de evaluarlos. Además, se incluye el impacto de animales silvestres como ciervos (*Cervus elaphus*), corzos (*Capreolus capreolus*) y jabalíes (*Sus scrofa*), pues su abundancia está condicionada por la explotación cinegética de modo que se pueden considerar 'ganado cinegético'. Es por ello que esta presión (K04.05 - Daños causados por herbívoros [incluyendo especies de caza]), en principio codificada e incluida en presiones de tipo natural, se ha reubicado en la presión de 'Pastoreo' (ver Tabla 1).

El pastoreo de las riberas provoca diferentes impactos en la extensión, composición florística, estructura y funcionalidad ecológica de los bosques riparios (Armour *et al.* 1994; Kauffman & Krueger 1984; Liang & Seagle 2002). En el caso de los bosques y matorrales de ribera mediterráneos se constata un empobrecimiento de su riqueza florística y estructura (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007). Se trata de una de las presiones más extendidas y ha modelado la estructura y composición de los bosques y matorrales de ribera españoles durante mucho tiempo. En los últimos años, sin embargo, el impacto del pastoreo del ganado doméstico se ha reducido por la disminución de la cabaña ganadera y el pastoreo extensivo. Paralelamente, se ha ido incrementando el impacto negativo del ganado cinegético tanto en fincas públicas como privadas. La sobreabundancia de ciervos, corzos y jabalíes está provocando daños en la estructura y composición de los bosques en amplios territorios de distintas regiones del mundo (Nomiya *et al.* 2003). Ello se observa en toda España y, muy especialmente, en los bosques y matorrales de ribera de los montes de Toledo, Las Villuercas, Sierra Morena y sistema Central (Charco García 2002; Pulido *et al.* 2007).

A diferencia del resto de las prácticas agroganaderas descritas hasta ahora, los efectos del pastoreo son relativamente menores y la recuperación del estado de conservación de los bosques y matorrales de ribera se pueden producir en un tiempo relativamente corto.

Los impactos en la superficie ocupada de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:



- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera, especialmente si el pastoreo es intensivo.

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Reducción de la variabilidad de comunidades, especialmente bosques de vega.
- Reducción de complejidad estructural. Pérdida de biotipos, por ejemplo, de leñosas arbustivas por aplicarse clareos o pérdida de hemicriptófitos y geófitos por compactación del suelo al manejar maquinaria pesada. En muchos casos los bosques de vega se han transformado en dehesas, por ejemplo, de *Fraxinus angustifolia* (en la región mediterránea) o de *F. excelsior* (en las regiones atlántica y alpina). Igualmente, los bosques y matorrales de ribera y especialmente de vega se han reducido a formaciones lineares en mallas que definen las parcelas de pastoreo.
- Incremento de taxones nitrófilos, ruderales y exóticos.

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al reducirse la extensión de los bosques y matorrales de ribera, su riqueza y complejidad estructural, máxime si se eliminan los estratos arbustivo y arborescente.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la función de filtro verde.

### 5.3.5. Urbanización, desarrollo residencial y comercial

Este grupo de presiones abarca todo tipo de infraestructuras vinculadas con la vivienda y el desarrollo industrial. Además, se han incluido todas las construcciones de instalaciones vinculadas al ocio (G02 - Instalaciones deportivas y de ocio), inicialmente incluidas en 'Intrusión humana y perturbaciones' (ver Tabla 1).

El urbanismo es una presión y una amenaza para los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas de España. De manera generalizada se incumple la ley de aguas, ya que se urbaniza tanto la zona de policía como la de servidumbre de paso (bandas de 100 y 5 m paralelas al cauce fluvial, respectivamente). Esta invasión es mucho mayor en áreas de topografía suave y en el entorno de los cauces menores. Es habitual que las vegas de los grandes ríos sean el lugar de emplazamiento de polígonos industriales y urbanizaciones (p. ej. río Henares). El grado máximo se alcanza en ramblas, tanto mediterráneas como montañas, donde se instalan viviendas, campings, etc.

Los bosques y matorrales de ribera se ven muy afectados, fundamentalmente porque el urbanismo suele conllevar la alteración grave e irreversible de las características geomorfológicas fluviales. Así mismo, se suele ver afectado el régimen hídrico y la calidad de las aguas (Pennington *et al.* 2010). Las comunidades habitualmente afectadas son las que originalmente pueblan los ambientes más alejados de las orillas (5-100 m). Solamente se suele respetar, y parcialmente, una estrecha hilera de árboles, arbustos o herbáceas de gran talla instaladas en la orilla. Se reduce así la extensión, la riqueza de comunidades y la estructura de las mismas. Además, su composición florística se altera notablemente con un incremento





de especies banales, nitrófilas, de amplia distribución y exóticas (Hruska *et al.* 2008; Pennington *et al.* 2010).

Los impactos en la superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución en extensión de las comunidades riparias tanto en el eje longitudinal como en el horizontal. Se reducen notablemente las amplitudes de los bosques y matorrales de ribera.
- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera en el eje longitudinal.

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución drástica de la riqueza de comunidades.
- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras (Pennington *et al.* 2010).

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al reducirse la extensión (longitudinal) y la amplitud de los bosques y matorrales de ribera, su riqueza y complejidad estructural.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Reducción de la función de filtro verde.

### 5.3.6. Actividad minera y extractiva, producción de energía, transportes y redes de comunicación

Se agrupan dos grandes tipos de presiones pues tienen impactos similares en el rango, superficie ocupada y estructura y función de los ecosistemas riparios. Dichos impactos están, a su vez, muy relacionados con las alteraciones del sistema natural (ver apartado 5.3.2).

#### Actividad minera y extractiva y producción de energía

Las actividades mineras tanto en profundidad como a cielo abierto provocan daños en la vegetación riparia especialmente donde los caudales son reducidos o temporales. La minería del carbón o la de metales pesados alteran la hidrogeología local al modificar la topografía local, incluyendo las características geomorfológicas fluviales al socavar espacios superficiales y profundos del suelo. Así, se modifica localmente la circulación de agua, su almacenaje en el subsuelo y, en definitiva, se perturban los acuíferos que nutren los cursos fluviales superficiales (Gorostiza 2014). A su vez, la minería contamina los acuíferos y los cursos superficiales con metales pesados y los llega a esquilmar por las notables demandas hídricas que tiene (p. ej. pizarreras en el noroeste de España; Peiffer *et al.* 1997; Pop *et al.*



2014). Además, allí donde se instala la explotación, la vegetación desaparece o es severamente mermada, pues la actividad minera genera acumulación de escoria y escombros y la construcción de infraestructuras (carreteras, pistas, naves, viviendas, etc.). Es habitual que los cursos fluviales en torno a la minería de carbón o de extracción de pizarra estén contaminados y con los lechos muchas veces colmatados por escoria abandonada.

Las explotaciones de áridos (arenas y gravas) son también muy impactantes en la vegetación riparia pues se instalan en las vegas de los ríos y actúan sobre dichas vegas, orillas y lechos (Mas-Pla *et al.* 1999; Rinaldi *et al.* 2005). Modifican drásticamente la topografía natural fluvial, generando colinas de residuos y piscinas artificiales (i.e. los socavones fruto de la extracción de áridos se transforman en balsas de agua al aflorar el nivel freático, muchas veces procedente de la difusión lateral del caudal fluvial). Al quedar descubiertos los acuíferos con la extracción de áridos se potencia la pérdida de agua por evaporación, provocando así el consiguiente descenso del nivel freático y, a la postre, la desecación de las vegas y orillas. También provocan el desvío de caudales y modifican los procesos de sedimentación, incrementando las cantidades de materiales arrastrados por el río. Así mismo provocan o aumentan la salinización de acuíferos y los caudales de los cursos finales de los ríos (Mas-Pla *et al.* 1999). Todo ello transforma la vegetación riparia o la destruye. La recuperación es lenta porque las características geomorfológicas originales del ecosistema fluvial quedan severamente alteradas. Además, rara vez se acometen los obligatorios planes de restauración más allá de actuaciones puntuales que no tienen sentido ecológico, en todo caso estético y para superar el requisito legal (Kondolf 1994).

Los impactos en la superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución en extensión de las comunidades riparias tanto en el eje longitudinal como en el horizontal. Se reducen notablemente las amplitudes de los bosques y matorrales de ribera.
- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera en el eje longitudinal.

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución drástica de la riqueza de comunidades.
- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras.

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al reducirse la extensión de los bosques y matorrales de ribera, tanto en longitud como en amplitud, y disminuir la riqueza de comunidades y su complejidad estructural.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Reducción de la función de filtro verde.



## Transportes y redes de comunicación

Las vías de comunicación, *a priori*, podrían ejercer solamente daños puntuales en la vegetación riparia si siempre cortaran transversalmente el curso fluvial. Sin embargo, en muchos casos las vías de comunicación (carreteras, vías férreas) están construidas en paralelo a los cursos fluviales, alterando inevitablemente y gravemente los ecosistemas riparios (Blanton & Marcus 2009). Esto provoca daños en toda la extensión de las comunidades riparias, reduciendo su amplitud y su complejidad en el eje horizontal. Además, como norma generalizada, la orilla y vega próxima a la vía de transporte queda parcial o totalmente sepultada por los escombros derivados de las obras y de la nivelación de la vía. Las carreteras y pistas no asfaltadas provocan, en una banda de hasta 200 m de distancia, la contaminación de aguas y suelos con metales pesados (Zn, Cd, Pb, Al, Fe, Ti, etc.), compuestos orgánicos y sales, que facilitan la llegada de especies exóticas, modifican el microclima local incluyendo las temperaturas y el pH del suelo, aumentan las tasas de mortalidad de la fauna asociada a la vegetación afectada, alteran la composición y dinámica de las comunidades vegetales incluyendo las acuáticas, etc. (Trombulak & Frissell 2000). Así mismo, se pierde de manera irreversible o quedan muy afectados numerosos procesos como la conectividad entre el ecosistema ripario y el de ladera: movimientos animales, flujo superficial y subterráneo de agua y sedimentos, etc. (Blanton & Marcus 2013; Trombulak & Frissell 2000). En la región mediterránea, además, hay cursos con caudal efímero (ramblas) que se emplean como vías para vehículos motorizados o como lugares de aparcamiento (Gómez *et al.* 2005). Esto aniquila la vegetación de los lechos y provoca una compactación que dificulta notablemente la posterior recuperación ambiental (Gómez *et al.* 2005).

Los impactos en la superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución en extensión de las comunidades riparias, especialmente en el sentido horizontal. Su amplitud se puede ver reducida o anulada cuando una vía discurre en paralelo. Los cortes transversales favorecen la fragmentación local.
- Fragmentación de los bosques y matorrales de ribera en el eje longitudinal.

Los impactos registrados en la riqueza de los bosques y matorrales de ribera y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución drástica de la riqueza de comunidades.
- Disminución de la complejidad estructural, especialmente en el eje horizontal.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras.

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al reducirse la extensión de los bosques y matorrales de ribera en amplitud, y disminuir la riqueza de comunidades y su complejidad estructural.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Reducción de la función de filtro verde.



### 5.3.7. Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas

#### Especies alóctonas invasoras

Las especies invasoras son una cruda realidad en nuestros sistemas naturales (Liendo *et al.* 2015; Vilà *et al.* 2007) que afecta especialmente a las comunidades vegetales riparias (Schnitzler *et al.* 2007) incluyendo los bosques y matorrales de ribera españoles (Lara *et al.* 2007; Liendo *et al.* 2015). Son muchas las especies invasoras que colonizan los bosques y matorrales de ribera pues los ambientes fluviales están sujetos a numerosas y continuas perturbaciones naturales y, como se está describiendo, también humanas. Hay fenómenos recurrentes que facilitan la llegada y establecimiento de multitud de especies invasoras, como los claros abiertos por prácticas agropecuarias o los lechos secos derivados de la natural sequía estival o de la sobreexplotación del agua.

Actualmente, en los bosques y matorrales de ribera bien conservados o solo parcialmente perturbados ya medran más de 100 especies exóticas, según se ha podido constatar durante el estudio de caracterización de la vegetación riparia española. Esta cifra se dispara si se consideran los espacios fluviales donde los bosques y matorrales de ribera han sido eliminados y solo quedan comunidades arbustivas o herbáceas descritas como secundarias en la dinámica vegetal. La proliferación de numerosas especies invasoras supone un impacto negativo que requiere un notable esfuerzo económico para ser solucionado. La actuación simultánea de varias presiones como sobreexplotación de caudales mediante captaciones y la alteración de la topografía del medio fluvial acentúan el impacto de las especies invasoras y dificultan aún más las medidas, no ya de erradicación sino de mero control. Se han registrado centenares de kilómetros de orillas y lechos de cursos fluviales, especialmente en las regiones mediterránea y macaronésica, cubiertos por la caña (*Arundo donax*). Así mismo, en las regiones alpina, atlántica y mediterránea hay cursos invadidos por *Buddleja davidii*. Tanto en la región mediterránea como en la atlántica la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*) ha usurpado el terreno a numerosas formaciones riparias (p. ej. fresnedas o alisedas). En la región macaronésica hay sotobosques fluviales arruinados por la abundancia de las exóticas *Ageratina* spp. y *Tradescantia* spp.

Los impactos en la superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Impide la recuperación del espacio tras perturbaciones naturales o antrópicas.
- Mantiene la fragmentación de los bosques y matorrales de ribera en los ejes longitudinal y horizontal.

Los impactos registrados en la riqueza de bosques y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución de la riqueza de comunidades.
- Reducción de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.

Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques de ribera en todas las regiones biogeográficas son:

- Merma de la función de corredor ecológico al impedir la regeneración de los bosques y matorrales de ribera originales tras perturbaciones naturales o antrópicas.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.



- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Reducción de la función de filtro verde.

### Contaminación genética

La conservación de nuestras especies y comunidades vegetales demanda un control sobre los fenómenos de introgresión o contaminación genética. Este fenómeno es relevante básicamente en uno de los 27 tipos de hábitat riparios descritos en Lara *et al.* 2019a, las choperas de gujarrales. Efectivamente, los bosques riparios de *Populus nigra* han sido parcial o totalmente remplazados por variedades generadas por el hombre con fines industriales (p. ej. *Populus x canadensis*) u ornamentales (p. ej. *Populus nigra* var. *italica*) (Cagelli & LeVre 1995; Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007; Smulders *et al.* 2008). Además, estas variedades se reproducen con ejemplares de *P. nigra* generando cohortes que se naturalizan y compiten con las genuinas. De hecho, se han detectado choperas europeas con una contaminación genética que alcanza el 50% (Smulders *et al.* 2008). No obstante, en la península ibérica hay choperas ibéricas con un acervo genético definido y exclusivo a escala europea (Cottrell *et al.* 2005; Storme *et al.* 2004). Lamentablemente, la detección de la introgresión o contaminación genética no resulta fácil ni mediante observación de rasgos morfológicos ni mediante test genéticos inmediatos, pues además de las contaminaciones recientes (Macaya-Sanz *et al.* 2012; Smulders *et al.* 2008) se suman introgresiones pasadas con álamos (*Populus alba*) y temblones (*P. tremula*; Macaya-Sanz *et al.* 2012).

### 5.3.8. Intrusión humana y perturbaciones

Las actividades de ocio pueden suponer una presión importante para los tipos de hábitat riparios, aunque solo localmente. La frecuentación humana suele conllevar la modificación de las condiciones físicas y bióticas de los tipos de hábitat riparios: apertura o ampliación de caminos o pistas, puestos de pesca, acondicionamiento artificial de las orillas para el baño, instalación de vallados e iluminación artificial, circulación de vehículos motorizados, abandono de basuras y excrementos, etc. Además, suele conllevar la 'limpieza' de vegetación para facilitar el acceso. Todo ello provoca múltiples alteraciones, como por ejemplo la eliminación de la cobertura vegetal leñosas arbustiva para facilitar los accesos, que conlleva un aumento de la erosión y subsecuente incremento de la turbidez de las aguas. Igualmente, el pisoteo y circulación de vehículos, a medio plazo, provoca la nitrificación y compactación del suelo, que favorece el aumento de plantas nitrófilas incluyendo especies alóctonas invasoras. También produce el fracaso en la germinación y supervivencia de plántulas de muchas especies. Por otra parte, los vallados alteran el trasiego de la fauna. Toda esta serie de impactos simplifican la riqueza florística y modifican notablemente la dinámica natural de las comunidades riparias.

El principal impacto en la superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera en todas las regiones biogeográficas es la fragmentación y reducción de estos bosques, tanto en el eje longitudinal y horizontal.

Los impactos registrados en la riqueza de bosques y en su estructura en todas las regiones biogeográficas son:

- Disminución de la complejidad estructural.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras.



Los impactos registrados en la funcionalidad de los bosques de ribera en todas las regiones biogeográficas dependerán de la magnitud de esta presión.

### 5.3.9. Incendios y extinción de incendios

Los incendios se incluyen dentro del grupo de 'Alteraciones del sistema natural'. Aquí se tratan de manera independiente por sus particulares efectos en la vegetación. Los incendios tienen un impacto evidente en la fisonomía y composición florística de los bosques y matorrales de ribera que varía en función de la época en la que se producen (Hankins 2013) y de las comunidades a las que afectan (Busch 1995). Aunque no se ha estudiado en detalle, seguramente también condicionan las funciones ecológicas y el impacto puede depender del efecto sinérgico de otras alteraciones provocadas por el hombre. Así, la abundancia de alóctonas (p. ej. *Arundo donax*), las talas de los bosques de ribera, las plantaciones monoespecíficas, la eliminación de sotobosque, etc., condicionan la probabilidad de los incendios y la intensidad de sus impactos en el sistema ripario (Dwire & Kauffman 2003). *A priori*, gran parte de las alteraciones serían temporales, no prolongadas en el tiempo. Por definición, los ambientes fluviales son regular o temporalmente húmedos lo que reduce el desarrollo de los incendios o su severidad. Así mismo, la propia humedad, unida a la fertilidad de los suelos, favorece una rápida recuperación de la cobertura vegetal. Esta recuperación se suele ver acentuada por la capacidad de regeneración por rebrotes exhibida por la mayoría de las leñosas que configuran los bosques de ribera (Koop 1987). En España, no obstante, los incendios generalmente se han producido en ambientes riparios ya alterados por otras prácticas humanas. En estos casos, los efectos de las llamas sobre la superficie ocupada y la estructura y función de un bosque de ribera pueden ser más severos y prolongados en el tiempo.

Los impactos en la extensión o superficie ocupada por los bosques y matorrales de ribera pueden ser importantes pero efímeros salvo que, a su vez, exista presión ganadera (doméstica o cinegética; Kaczynski & Cooper 2015). Si no hay cambios en las condiciones geomorfológicas del curso ni tampoco en el régimen hídrico, la recuperación de la cobertura vegetal de las comunidades dominantes sucede en pocas décadas. Esta recuperación es más rápida en las áreas húmedas de las regiones macaronésica y mediterránea y en las regiones atlántica y alpina. En las áreas secas y áridas de las regiones macaronésica y mediterránea los tiempos pueden ser mucho mayores.

La estructura y composición de los bosques pueden quedar totalmente deterioradas. No obstante, muchas de las especies riparias rebrotan fácilmente. Si, además, hay tramos de río próximos y no afectados, la composición florística se recupera de tal manera que se reproducen los biotipos estructurales dominantes originales.

Las funciones ecológicas se ven severamente afectadas también temporalmente:

- Desaparece la función de corredor ecológico al no haber recursos alimenticios o nichos de reproducción o refugio.
- Se reduce o desaparece la capacidad de amortiguar de las crecidas de caudal y avenidas.
- Se reduce o desaparece la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Desaparece el microclima diferencial que genera un bosque de ribera.
- La función de filtro verde, inicialmente desaparece tras el incendio. Pero posteriormente, paradójicamente, puede aumentar notablemente, especialmente cuando las especies



comiencen a rebrotar y germinar. Un crecimiento más activo conlleva una mayor actividad de la rizosfera y una mayor retención y bioacumulación de sustancias contaminantes (sustancias nitrogenadas y fosfatadas, metales pesados, etc.)

- El aporte de materia orgánica se reduce en un primer momento, pero se recupera rápidamente.

### 5.3.10. Contaminación: aguas superficiales, subterráneas, atmosférica, suelos, residuos

Este tipo de presión es notablemente compleja a la hora de abordar la caracterización y evaluación de sus posibles impactos. Son múltiples los aspectos a tener en cuenta:

- Amplio espectro de fenómenos y procesos contaminantes: un sistema ripario puede concentrar contaminantes originados simultáneamente por la agricultura y la ganadería, la minería, el urbanismo, la industria, la proximidad de carreteras, etc.
- Escalas espaciales y temporales diferentes: los contaminantes pueden haber sido originados por presiones situadas en la proximidad del tipo de hábitat ripario o en áreas muy alejadas pero conectadas por la propia corriente fluvial o por el viento. Así mismo, los efectos de la contaminación pueden ser muy evidentes a tiempo presente pese a que el suceso de contaminación haya tenido lugar tiempo atrás.
- Los efectos de la contaminación de las aguas (superficiales y subterráneas), de los suelos y de la atmósfera dependerán de las especies químicas implicadas.

Así mismo, influirá la cantidad y frecuencia de los sucesos de contaminación. Por todo ello, la presión de la contaminación posee un carácter polifacético notable en el que, además, hay que tener en cuenta tanto la dimensión espacial como la temporal.

Si nos centramos en la contaminación más habitual, esto es, la provocada por las actividades agrarias, incluyendo el pastoreo, las sustancias implicadas suelen ser productos industriales (pesticidas, fertilizantes) o biológicos (purines) nitrogenados y fosfatados (Fenn *et al.* 2003). La vegetación de ribera parece ser un elemento filtrador o depurador de las aguas y sedimentos cargados con dichos contaminantes. Incluso pueden captar metales pesados, bacterias, pesticidas, etc., y reducir su concentración en el suelo y el agua que desde la ladera llega filtrada a los ríos (Broadmeadow & Nisbet 2004; Dosskey *et al.* 2010; Schultz *et al.* 2004). No obstante, se trata de una función ecológica limitada. Si el aporte de contaminantes, a través del agua del curso fluvial, del agua subterránea o de la escorrentía de ladera, es elevado y continuo, se produce irremediamente una contaminación y eutrofización de las aguas y suelos. Esto termina condicionando notablemente la composición florística. En general, se aprecia la proliferación de plantas nitrófilas que conlleva una notable reducción de la riqueza florística.

Por otra parte, la contaminación con metales pesados derivada de las diversas industrias, de la minería y de las infraestructuras viarias también está demandando la atención de investigadores y gestores (Baker *et al.* 2000; Ma *et al.* 2001; Madejón *et al.* 2004; Sarma 2011). Los metales pesados tienen funciones positivas en las plantas, pero en determinadas concentraciones son netamente nocivos para multitud de organismos pese a que haya algunos que los toleren y acumulen (Baker *et al.* 2000; Ma *et al.* 2001; Madejón *et al.* 2004; Sarma 2011). Es cierto que los bosques y matorrales de ribera son bastante resistentes y, a la vez, resilientes a los sucesos puntuales de contaminación pues muchas plantas u otros organismos son capaces de tolerar sustancias tóxicas en el medio ambiente. No obstante, hay importantes excepciones, como, por ejemplo, los briófitos y líquenes, que son muy susceptibles a la



contaminación atmosférica y a la deposición ácida ligada a las lluvias ricas en compuestos azufrados (Gilbert 1986; Tyler 1990).

Así pues, tanto la contaminación de origen agrario como la que conlleva metales pesados u otras sustancias tóxicas afecta a los sistemas riparios. Su impacto se traduce en una mayor simpleza estructural al desaparecer especies y, por tanto, ciertos biotipos e interacciones biológicas. Así, la superficie ocupada por los bosques no tiene por qué verse afectada, pero sí su estructura y también algunas de sus funciones ecológicas, pues la complejidad estructural condiciona, entre otros muchos procesos y funciones, el papel de corredor ecológico y la capacidad de actuar con filtro verde.

## 6. PROCEDIMIENTOS PARA EVALUAR LOS IMPACTOS DE LAS PRESIONES

La evaluación de los impactos de las distintas presiones en el rango, la superficie ocupada y la estructura y función de los bosques de ribera precisa de los siguientes elementos:

- Cartografía de la distribución real de los diferentes tipos de hábitat a escala 1:1.000. La cartografía de la distribución de los tipos de hábitat riparios ha de ir acompañada de una capa que contenga la presencia de presiones y amenazas.
- Trabajo de campo realizado por expertos o técnicos capacitados para reconocer distintas comunidades vegetales y la flora asociada, incluyendo especies alóctonas.
- Compilación de datos para poder así realmente evaluar tendencias y estimar impactos en los tipos de hábitat. Salvo para la amenaza de cambio climático, no hay datos o escenarios previstos sobre la evolución de otras presiones y amenazas, como por ejemplo el desarrollo urbanístico o la extensión de suelo dedicado a la agricultura. Estas presiones y amenazas muestran una notable variabilidad, condicionada por coyunturas socioeconómicas que, a su vez, pueden ser muy distintas a diferentes escalas espaciales. Así pues, los procedimientos aquí descritos se centran en recabar datos de cambios en determinadas variables (p. ej. superficie) de los tipos de hábitat, controlando en paralelo las variaciones en determinadas amenazas como el cambio climático o en cambios de la superficie afectada por determinadas presiones (urbanismos, prácticas agrarias, etc.).

Todos los procedimientos deberían ejecutarse cada seis años.

### 6.1. Cambio climático

El cambio climático (código M; Tabla 1) puede ejercer unos impactos en los bosques de ribera similares a los derivados de las presiones incluidas en 'Alteraciones del sistema natural' y, más concretamente, en 'Canalizaciones y captaciones de agua' y 'Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas' (ver Tabla 1). Por ello, es preciso evaluar los impactos del cambio climático en áreas donde la explotación humana del agua sea nula o muy reducida. Esta premisa es muy difícil de cumplir salvo en áreas montañosas, muchas veces protegidas, como por ejemplo el Parque Nacional de Cabañeros (Toledo), Sierra Madrona (Córdoba, Ciudad Real) o Las Villuercas (Cáceres). Son igualmente válidas las áreas muy poco pobladas del sistema Ibérico (Teruel, Guadalajara), Pirineos y Prepirineos (Navarra, Huesca, Lleida), cordillera Cantábrica (norte de Palencia, León y Burgos) y sistema Central (norte de Cáceres, sur de Ávila y Segovia).





Por el contrario, gran parte del litoral y pre-litoral mediterráneo, las islas Baleares y Canarias son zonas poco adecuadas debido a la notable sobreexplotación de los recursos hídricos destinados a la agricultura y al turismo.

El método propuesto se basa en el ya descrito para evaluar impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española y, en concreto, para flora amenazada y especies forestales (Felicísimo *et al.* 2011). En el siguiente apartado, se describen sugerencias para mejorar la modelización de especies formadoras de bosques y matorrales de ribera.

### 6.1.1. Datos de presencia y ausencia de tipos de hábitat

Se tomarán los datos de presencia y ausencia, prioritariamente, en localidades donde la especie que otorga identidad al tipo de hábitat (p. ej. *Nerium oleander* en los adelfares) efectivamente conforma una comunidad, de manera que no se incluyan localidades donde la especie aparece de manera aislada. Sería conveniente un mínimo de 100 datos de presencia, salvo en comunidades que son escasas: alocares, loreras, hojaranzales, saucedas meridionales, saucedas mixtas, etc. Aunque el algoritmo de MAXENT (*Maximum entropy method*; Phillips *et al.* 2006) funciona bien con pocas presencias (Felicísimo *et al.* 2011), es muy recomendable trabajar con un alto número de datos de presencias reales. Igualmente, es recomendable incorporar en la modelización datos de ausencia, un mínimo de 100 por tipo de hábitat modelizado, para así mejorar los modelos obtenidos (Pearson *et al.* 2006).

La precisión de las presencias debería ser de 100x100 m. Se pueden obtener presencias de:

- Los tramos seleccionados para el seguimiento (Calleja *et al.* 2019).
- Otros tramos empleados para la descripción ecológica y florística de los bosques y matorrales de ribera de España (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007).
- Cartografías específicas generadas por las diferentes comunidades autónomas. No obstante, se precisará efectuar una comprobación en campo, pues la mayoría de las cartografías generadas son poco precisas para los tipos de hábitat riparios y, además, no coinciden con la tipología de bosques y matorrales de ribera propuesta en Lara *et al.* 2019a.
- De manera complementaria, se puede recurrir a la consulta de portales con información corológica, como el proyecto Anthos<sup>7</sup> o el *Banc de dades de Biodiversitat de Catalunya*<sup>8</sup>. No obstante, dichos portales aportan información de presencia de especies y no de comunidades por lo que sirven como una primera referencia para buscar y localizar áreas donde realmente se reconozca el tipo de hábitat de interés.

### 6.1.2. Datos climáticos

Los datos climáticos han de derivarse de las localidades de las presencias y ausencias de los tipos de hábitat. En la metodología diseñada y ejecutada por Felicísimo *et al.* (2011) se incluyen tres variables climáticas a nivel mensual: i) temperatura media de las máximas, ii) temperatura media de las mínimas y iii) precipitación total, cuyos valores se ajustan teniendo en cuenta la topografía. Se propone incluir,

---

<sup>7</sup> <http://www.anthos.es/>

<sup>8</sup> <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>



además: iv) temperatura media anual y v) precipitación media del cuatrimestre más cálido. Dichos datos se pueden obtener del Atlas climático digital de la Península Ibérica<sup>9</sup>. Además, es necesario tomar los datos climáticos de dos territorios habitualmente excluidos de los ejercicios de modelización, Canarias y Baleares, realizando igualmente el ajuste acorde con la topografía. Estos datos se pueden consultar en el portal web de la AEMET<sup>10</sup>.

### 6.1.3. Datos ambientales no climáticos

La modelización de la distribución de especies requiere de la inclusión de variables ambientales distintas de las climáticas (Dubuis *et al.* 2013). Para la modelización de la distribución de las especies riparias que caracterizan los tipos de hábitat ribereños es necesario incorporar tres variables: i) tipo de caudal, de tipo cualitativo: continuo/discontinuo, ii) volumen de caudal para las localidades, y iii) variación de caudal o coeficiente de variación. El dato de caudal continuo/discontinuo se puede obtener de la base de datos asociada a la descripción ecológica y florística de los bosques y matorrales de ribera de España (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007). Así mismo, dichos datos se pueden complementar con la observación directa en los tramos seleccionados para el seguimiento (Calleja *et al.* 2019). El volumen de caudal y su variabilidad se pueden obtener a partir de la red de estaciones de aforo dentro de cada región biogeográfica. Las estaciones de aforo y sus datos asociados están agrupadas por confederaciones hidrográficas<sup>11</sup>, por lo que habrá que hacer una reasignación de las estaciones para cada región biogeográfica. Quedarían excluidas las estaciones de aforo en áreas con explotación humana de los recursos hídricos.

Los datos climáticos del futuro se derivarían de trabajos previos (Brunet *et al.* 2009; Felicísimo *et al.* 2011) y de la AEMET. Igualmente, se seguirán los modelos globales (CGCM2 - *Coupled Global Climate Model*, ECHAM4 - *Atmospheric General Circulation Model*, etc.) y los modelos de emisiones considerados por Felicísimo *et al.* (2011). Los escenarios temporales, sin embargo, habría que ajustarlos a intervalos de seis años considerando 12, 36 y 90 años. De no ser posible, entonces se seguirían los ya empleados en la modelización de especies de flora amenazada y especies forestales (Felicísimo *et al.* 2011): 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100.

La elaboración y evaluación de la calidad de los modelos de distribución para el presente y el futuro, la determinación de su idoneidad y los rangos de bondad de ajuste seguirán el trabajo de Felicísimo *et al.* (2011). Solamente se sugiere una reclasificación de las categorías del índice de vulnerabilidad (IV) en que se tienen en cuenta las diferencias entre la distribución real, la distribución potencial para el presente y la distribución potencial futura (Tabla 2).

---

<sup>9</sup> <http://opengis.uab.es/wms/iberia/>

<sup>10</sup> <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos>

<sup>11</sup> [http://ceh-flumen64.cedex.es/anuarioaforos/afo/estaf-mapa\\_gr\\_cuenca.asp](http://ceh-flumen64.cedex.es/anuarioaforos/afo/estaf-mapa_gr_cuenca.asp)



**Tabla 2** Relación de las categorías de vulnerabilidad empleadas por Felicísimo *et al.* (2011) y las propuestas para los hábitats riparios. Fuente: elaboración propia a partir de Felicísimo *et al.* 2011.

Felicísimo <i>et al.</i> (2011)		Tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera	
Categorías	Rangos Índice de Vulnerabilidad (IV)	Vulnerabilidad	Interpretación de la vulnerabilidad en términos de 'Perspectivas futuras'
<b>Crítica</b>	$IV \geq 0,95$	Alta	Desfavorable-malo
<b>Muy alta</b>	$0,85 \leq IV < 0,95$		
<b>Alta</b>	$0,70 \leq IV < 0,85$		
<b>Media</b>	$0,40 \leq IV < 0,70$	Media	Desfavorable-inadecuado
<b>Leve</b>	$0,00 \leq IV < 0,40$	Baja	Favorable-bueno
<b>Inexistente</b>	$IV < 0,00$		

## 6.2. Canalizaciones, captaciones de agua, regulación de caudales y cambios inducidos en las condiciones hidráulicas

El impacto de las presiones captación, canalización, regulación de caudales y/o cambios inducidos en las condiciones hidráulicas (código J02; Tabla 1), a medio plazo, podría ser indisociable del calentamiento global. No obstante, a corto plazo tiene unos efectos evidentes en la riqueza de comunidades en los ambientes riparios y en la estructura y composición de cada uno de los tipos de hábitat riparios reconocidos. Estos impactos, a su vez, pueden ser trascendentes en la evolución geomorfológica del medio fluvial (Corenblit *et al.* 2007).

No hay actualmente un método definido para relacionar los cambios o la evolución de las presiones consideradas en este apartado y su efecto en la superficie ocupada y la estructura y función de un tipo de hábitat. A continuación, se propone el seguimiento de una serie de variables cuyos resultados deberían servir para establecer, de manera indirecta, esta relación causa-efecto.

### 6.2.1. Escala local

La escala local quedará definida por el enclave seleccionado para realizar el seguimiento y un radio de 5-10 km.

Las variables a medir cada seis años serían:

- Superficie de las láminas de agua. Se obtendría a partir de la información aportada por LiDAR (*Light Detection and Ranging*) y, concretamente, mediante el Modelo de Intensidades (*Lidar Intensity Image*).
- Caudal. En el área de 5-10 km de radio se debería tener al menos una estación de aforo. El área se podría ampliar siempre y cuando se evite el cambio de región biogeográfica y de cuenca hidrográfica. Para cada estación o conjunto de estaciones de aforo se calcularía el valor medio de dos variables: caudal medio anual y coeficiente de variación de la serie anual. Habría que obtener un promedio de ambos valores para el periodo de los seis últimos años disponibles.



- Inventario de las infraestructuras vinculadas a la explotación y regulación de caudales. Censo de las captaciones y volumen de agua captada para los diferentes usos: consumo humano, agricultura y ganadería, uso industrial, trasvases y uso urbano (riego de áreas verdes, limpieza, etc.). Igualmente sería necesario realizar un inventariado del número de embalses u otras estructuras que represen agua. El área considerada sería la misma, 5–10 km de radio. La información se puede extraer de las diferentes confederaciones hidrográficas.
- Geomorfología fluvial. Se evaluaría la evolución de los elementos geomorfológicos en el tramo seleccionado para realizar el seguimiento: amplitud media, profundidad y sinuosidad del cauce, y área ocupada por sedimentos emergidos desnudos, considerando la misma escala 1:1.000. La geomorfología fluvial se podría analizar a partir del estudio de la información aportada por LiDAR. La amplitud se calcularía en metros lineales para obtener un valor medio en función de la tipificación disponible de las masas de agua superficiales reconocidas para ríos<sup>12</sup>. El área de los sedimentos se daría en hectáreas y la sinuosidad del cauce se calcularía mediante el índice de Sinuosidad (Conesa 1992; Williams 1986), igualmente en función de la tipificación de las masas de agua. Estos cuatro parámetros se evaluarían cada seis años.  
El estudio de la geomorfología fluvial se efectuaría en el área potencialmente afectada por las crecidas del río con una recurrencia o periodo de retorno de diez años. Esta área está disponible en capa exclusiva en las confederaciones hidrográficas. No obstante, no hay datos para la mayoría de los cursos menores. Por tanto, se trabajaría en una franja paralela al curso fluvial con un mínimo de 50 m para cursos con un cauce superior a 10 m y de 25 m para cursos con caudal inferior a 10 m.
- Superficie ocupada por el tipo de hábitat. Evaluación de la evolución del área de ocupación a partir de la cartografía de referencia elaborada a escala 1:1.000. El área solo se mediría para los lugares destinados al seguimiento (Calleja *et al.* 2019).

La variable 'Superficie ocupada del tipo de hábitat' sería la variable dependiente de todas las variables predictivas anteriormente descritas (superficie de la lámina de agua, caudal, número de infraestructuras, geomorfología). Una vez tomados los datos a lo largo de varios años, se podría establecer la relación entre la variación predictiva y la superficie del tipo de hábitat. Posteriormente, para evaluar el impacto de canalizaciones y captaciones de aguas superficiales y subterráneas y de la regulación de caudales, se aplicaría una catalogación del estado del tipo de hábitat en función de un índice sencillo basado en la variación porcentual de la superficie ocupada por el tipo de hábitat en intervalos de seis años. Este índice de cambio de área (ICA) sería:

$$ICA = 1 - (\text{Área } t_i + 6 \text{ años} / \text{Área } t_i) \times 100$$

donde  $t_i$  es el momento en el que se inicia el seguimiento.

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo:  $ICA \geq 25\%$ .
- Desfavorable-inadecuado:  $ICA = 10-24\%$ .
- Favorable:  $ICA \leq 10\%$ .

<sup>12</sup> <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/categorias-y-tipos-de-masas-de-agua/#para8>



Los valores obtenidos no serán válidos en caso de que se deban a otras presiones o procesos naturales, como fuertes avenidas por lluvias o procesos de deshielo.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que, complementariamente, se seleccionen por parte de las comunidades autónomas.

### 6.2.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto de la explotación de los recursos hídricos y regulación de caudales, debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado abordar el re-cartografiado de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas pierde área, es decir, están en estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen un estado favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

## 6.3. Agricultura y ganadería

El impacto de la agricultura y ganadería que incluye también la silvicultura y ciencias forestales (ver Tabla 1), puede trascender no solo en la superficie ocupada y la estructura y función de los tipos de hábitat riparios, sino que también puede afectar seriamente a la geomorfología fluvial, como sucede con la regulación de caudales y la construcción de infraestructuras asociadas. No se incluye aquí la presión 'Pastoreo' pues tiene unos efectos que han de medirse de manera diferente a los propios de la agricultura y ganadería estabulada y la silvicultura (Tabla 1).

### 6.3.1. Escala local

A escala local sería necesario considerar las siguientes variables:

- Evaluación de la evolución de la superficie puesta en cultivo, ya sea de secano o de regadío, ya sea de cultivos herbáceos o arbóreos. Así mismo, se incluirían las plantaciones forestales para producir madera, pasta de papel, etc. Sería conveniente considerar la variable superficie ocupada a partir de la información derivada de LiDAR o de la fotointerpretación de las ortofotografías de SIGPAC (Sistema de Información Geográfica de parcelas agrícolas) o PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea). En determinadas comunidades autónomas se podría usar la capa 'Usos del Suelo', si estuviera actualizada sexenalmente.
- Inventariado del número de explotaciones agrícolas y ganaderas.



- Superficie ocupada por el tipo de hábitat. Evaluación de la evolución del área de ocupación a partir de la cartografía de referencia elaborada a escala 1:1.000. El área solo se mediría para los lugares destinados al seguimiento (Calleja *et al.* 2019).

Las dos primeras variables se registrarían considerando el área potencialmente afectada por las crecidas del río con una recurrencia o periodo de retorno de diez años. Esta área está disponible como capa exclusiva en las confederaciones hidrográficas. No obstante, no hay datos para la mayoría de los cursos menores. Por tanto, se trabajaría en una franja paralela al curso fluvial de mínimo de 50 m para cursos con un cauce superior a 10 m y de 25 m para cursos con caudal inferior a 10 m.

Para evaluar el impacto de las prácticas agrarias y silvícolas, se aplicaría una catalogación del estado del tipo de hábitat ripario en función de un índice sencillo basado en la variación porcentual de la superficie ocupada por el tipo de hábitat en intervalos de seis años. Este índice de cambio de área (ICA) sería:

$$1 - (\text{Área } t_0+6 \text{ años} / \text{Área } t_0) \times 100$$

donde  $t_0$  es el momento en el que se inicia el seguimiento.

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo:  $ICA \geq 25\%$ .
- Desfavorable-inadecuado:  $ICA = 10-24\%$ .
- Favorable:  $ICA \leq 10\%$ .

Los valores obtenidos no serán válidos en caso de que se deban a otras presiones o procesos naturales como fuertes avenidas por lluvias o procesos de deshielo.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que, complementariamente, se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los datos obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre la relación causa-efecto entre los cambios de área de cada tipo de hábitat y las prácticas agrarias y silvícolas. Así, se podría obtener un modelo matemático que permita generar tendencias sobre la trascendencia de esta presión en los tipos de hábitat para poder tomar medidas de gestión.

### 6.3.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto de las prácticas agrarias y silvícolas debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado abordar el re-cartografiado de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas pierde área, es decir, están en estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen un estado favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.



## 6.4. Pastoreo

La presión del pastoreo abarca tanto el impacto de la herbivoría de animales domésticos como de animales silvestres, estos últimos favorecidos por la caza mayor (ver Tabla 1).

### 6.4.1. Escala local

Se evaluará en las cuatro parcelas (250 m<sup>2</sup>) establecidas en cada localidad de seguimiento (Lara *et al.* 2019b). Se usarán tres indicadores evaluados de manera semi-cuantitativa que pueden tener validez para un seguimiento sexenal: i) pérdida de bio-volumen de plantas leñosas y herbáceas perennes formadoras de macollas; ii) cobertura del estrato herbáceo y iii) abundancia y riqueza de plantas tóxicas que proliferan gracias al pastoreo.

La evaluación del estado del tipo de hábitat y, por tanto, del impacto del pastoreo será la siguiente:

- Desfavorable-malo: si se da la primera condición o simultáneamente dos de las tres condiciones siguientes: i) más del 50% de las plantas leñosas y herbáceas formadoras de macollas (*Osmunda regalis*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris* spp., ciperáceas (*Carex* spp.), gramíneas (*Festuca* spp.), presentan hojas y/o ramas afectadas por herbivoría, es decir, portes anormalmente enanos, biotipos almohadillados, ramas anormalmente cortas o/y astilladas o/y segadas y/o con rebrotes en épocas distintas del periodo vegetativo primaveral; ii) el estrato herbáceo es nulo o escaso y no se debe a fenómenos de reciente y fuerte crecida y iii) el cortejo herbáceo es muy rico en plantas tóxicas, con  $\geq 100$  individuos o  $\geq 10$  de especies. Estos son algunos ejemplos de taxones tóxicos: *Aconitum* spp., *Asphodelus* spp., *Chelidonium majus*, *Conium maculatum*, *Cynoglossum officinale*, *Digitalis* spp., *Euphorbia* spp., *Heliotropium europaeum*, *Helleborus* spp., *Pteridium aquilinum*, *Senecio jacobea*, *Sambucus ebulus*, *Solanum nigrum*, *Verbascum* spp. o *Veratrum album*. Otros taxones tóxicos de naturaleza alóctona son: *Chenopodium album*, *Datura stramonium*, *Nicotiana glauca*, *Ricinus communis* o *Xanthium strumarium*.
- Favorable: si se dan simultáneamente las tres condiciones siguientes: i) menos del 20% de las plantas leñosas y herbáceas formadoras de macollas presentan hojas y/o ramas afectadas por herbivoría; ii) la cobertura del estrato herbáceo solo es discontinuo por causas naturales (crecidas recientes, sombra intensa, etc.) y iii) las plantas tóxicas están ausentes o son muy poco abundantes en número de individuos ( $\leq 30$ ) y riqueza de especies ( $\leq 5$ ).
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que complementariamente se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los datos obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre la prevalencia del pastoreo en cada tipo de hábitat y así poder realizar predicciones y ayudar a tomar medidas de gestión.

### 6.4.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto del pastoreo debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado



abordar la evaluación en toda la superficie de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas tienen una valoración de estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen una valoración favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

## 6.5. Urbanización, desarrollo residencial y comercial

Se incluye dentro de esta presión la construcción de viviendas, polígonos industriales y complejos residenciales de ocio, cuyos códigos se reflejan y describen en la Tabla 1.

### 6.5.1. Escala local

A escala local sería necesario considerar:

- Evaluación de la evolución de la superficie de infraestructuras urbanísticas, viviendas, polígonos industriales y complejos residenciales de ocio (campings, instalaciones deportivas, etc.). Para ello, se puede contar con la información derivada de la fotointerpretación de las ortofotografías de SIGPAC o PNOA, o un visor alternativo o complementario que permita discriminar infraestructuras urbanísticas de las industriales. Se registraría la superficie ocupada considerando el área potencialmente afectada por las crecidas del río con una recurrencia o periodo de retorno de diez años. Esta área está disponible como capa exclusiva en las confederaciones hidrográfica. No obstante, no hay datos para la mayoría de los cursos menores. Por tanto, se trabajaría en una franja paralela al curso fluvial con un mínimo de 50 m para cursos con un cauce superior a 10 m y de 25 m para cursos con caudal inferior a 10 m.
- Superficie ocupada por el tipo de hábitat. Evaluación de la evolución del área de ocupación a partir de la cartografía de referencia elaborada a escala 1:1.000. El área solo se mediría para los lugares destinados al seguimiento.

Para evaluar el impacto del urbanismo se aplicaría una catalogación del estado del tipo de hábitat en función de un índice sencillo basado en la variación porcentual del área perdida de cada tipo de hábitat en intervalos de seis años. Este índice de cambio de área (ICA) sería:

$$1 - (\text{Área } t_0 + 6 \text{ años} / \text{Área } t_0) \times 100$$

donde  $t_0$  es el momento en el que se inicia el seguimiento.

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo:  $\text{ICA} \geq 25\%$ .
- Desfavorable-inadecuado:  $\text{ICA} = 10\text{-}24\%$ .
- Favorable:  $\text{ICA} \leq 10\%$ .





Los valores obtenidos no serán válidos en caso de que se deban a otras presiones o procesos naturales como fuertes avenidas por lluvias o procesos de deshielo.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que complementariamente se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los datos obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre la relación causa-efecto entre los cambios de área de cada tipo de hábitat y el desarrollo urbanístico. Así se podría obtener un modelo matemático que permita generar tendencias sobre la trascendencia de esta presión en los tipos de hábitat riparios y así poder realizar predicciones y ayudar a tomar medidas de gestión.

### 6.5.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto del urbanismo debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado abordar el re-cartografiado de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas pierde área, es decir, están en estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen un estado favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

## 6.6. Actividad minera y extractiva, producción de energía, transportes y redes de comunicación

Se incluyen bajo este epígrafe todas las infraestructuras y espacios relacionados con actividades mineras y redes de transporte y comunicación recogidas en los códigos expuestos en la Tabla 1.

### 6.6.1. Escala local

A escala local sería necesario considerar:

- Evaluación de la evolución de la superficie dedicada a actividades mineras y la superficie afectada por infraestructuras relacionadas con el transporte y comunicación. Para ello, se puede contar con la información derivada de la fotointerpretación de las ortofotografías de SIGPAC o PNOA, o un visor alternativo o complementario que permita discriminar infraestructuras urbanísticas de las industriales. Se registraría la superficie ocupada considerando el área potencialmente afectada por las crecidas del río con una recurrencia o periodo de retorno de diez años. Esta área está disponible como capa exclusiva en las confederaciones hidrográfica. No obstante, no hay datos para la mayoría de los cursos menores. Por tanto, se trabajaría en



una franja paralela al curso fluvial de mínimo de 50 m para cursos con un cauce superior a 10 m y de 25 m para cursos con caudal inferior a 10 m.

- Superficie ocupada por el tipo de hábitat. Evaluación de la evolución del área de ocupación a partir de la cartografía de referencia elaborada a escala 1:1.000. El área solo se mediría para los lugares destinados al seguimiento.

Para evaluar el impacto de las actividades mineras y las infraestructuras viarias se aplicaría una catalogación del estado del tipo de hábitat en función de un índice sencillo basado en la variación porcentual del área perdida de cada tipo de hábitat en intervalos de seis años. Este índice de cambio de área (ICA) sería:

$$1 - (\text{Área } t_0+6 \text{ años} / \text{Área } t_0) \times 100$$

donde  $t_0$  es el momento en el que se inicia el seguimiento.

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo:  $\text{ICA} \geq 25\%$ .
- Desfavorable-inadecuado:  $\text{ICA} = 10\text{-}24\%$ .
- Favorable:  $\text{ICA} \leq 10\%$ .

Los valores obtenidos no serán válidos en caso de que se deban a otras presiones o procesos naturales como fuertes avenidas por lluvias o procesos de deshielo.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que complementariamente se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los resultados obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre la relación causa-efecto entre los cambios de área de cada tipo de hábitat y las actividades relacionadas con la minería, producción de energía, transporte y redes de comunicación. Se podría así conocer la trascendencia de este grupo de presiones en los tipos de hábitat riparios y así poder realizar predicciones y ayudar a tomar medidas de gestión.

## 6.6.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto de las actividades mineras y las infraestructuras viarias debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado abordar el re-cartografiado de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas pierde área, es decir, están en estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen un estado favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.



## 6.7. Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas

Las plantas invasoras y el riesgo de contaminación genética están recogidas en el código I (ver Tabla 1). El impacto de las plantas alóctonas incluyendo invasoras se evaluará en las cuatro parcelas (250 m<sup>2</sup>) establecidas en cada localidad de seguimiento (Lara *et al.* 2019b).

### 6.7.1. Escala local

A escala local sería necesario considerar la frecuencia y abundancia de dos grupos de especies: las alóctonas invasoras ingenieras y otras alóctonas (Lara *et al.* 2019b).

La evaluación del estado del tipo de hábitat y, por tanto, del impacto de ambos grupos de plantas será el siguiente:

- Desfavorable-malo: las especies alóctonas invasoras presentan una cobertura  $\geq 50\%$  o las otras alóctonas son muy abundantes en número de individuos ( $\geq 100$ ) o riqueza de especies ( $\geq 10$ ).
- Favorable: las alóctonas invasoras presentan una cobertura  $\leq 5\%$  y las otras alóctonas están ausentes o son muy poco abundantes en número de individuos ( $\leq 30$ ) y riqueza de especies ( $\leq 5$ ).
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que complementariamente se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los datos obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre las tendencias de abundancia y riqueza de especies alóctonas incluyendo las invasoras en los tipos de hábitat riparios, para así poder realizar predicciones y ayudar a tomar medidas de gestión.

### 6.7.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto de las especies alóctonas, incluyendo invasoras, se efectuará a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se hará de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas tienen una valoración de estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen una valoración favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

El impacto de la contaminación genética fundamentalmente afecta a las choperas de guijarrales (Lara *et al.* 2019a). Lamentablemente, la detección de la introgresión o contaminación genética hasta fechas recientes resultaba compleja y costosa (Macaya-Sanz *et al.* 2012). Para abordar la evaluación de la introgresión genética en las choperas de guijarrales sería necesario:



- Disponer de un mapa del acervo genético en paralelo al de la distribución del tipo de hábitat. En este sentido existe información genética de referencia (Gaudet *et al.* 2008; Macaya-Sanz *et al.* 2012).
- Analizar un mínimo de 50 localidades y 10 individuos por localidad y seguir la metodología expuesta por Smulders *et al.* (2008) para detectar híbridos. Los individuos muestreados deberían estar separados un mínimo de 20 m de distancia para reducir el riesgo de muestrear clones.

La catalogación del estado de cada bosque (favorable, desfavorable-malo o desfavorable-inadecuado) debe ser establecida por el equipo de biólogos moleculares que aborden el estudio.

## 6.8. Intrusión humana y perturbaciones

Las diferentes presiones relacionadas con la intrusión humana y las perturbaciones asociadas están recogidas en la Tabla 1. Su impacto se evaluará en las cuatro parcelas (250 m<sup>2</sup>) establecidas en cada localidad de seguimiento (Lara *et al.* 2019b).

### 6.8.1. Escala local

A escala local sería necesario considerar la frecuencia y extensión de las siguientes variables: áreas asfaltadas o compactadas para el acceso o realización de actividades de ocio, caminos y pistas, vallados, mobiliario (columpios u otras infraestructuras), áreas artificialmente abiertas (apertura de praderas, eliminación de vegetación riparia) y abandono de basuras, excrementos de humanos y/o animales domésticos.

La evaluación del estado del tipo de hábitat y, por tanto, del impacto de ambos grupos de plantas será el siguiente:

- Desfavorable-malo: presencia de tres o más de las siguientes evidencias: i) áreas asfaltadas o compactadas para facilitar el acceso a la orilla (p. ej. aparcamientos); ii) infraestructuras para la circulación de vehículos y personas (p. ej. pistas o caminos de más de 0,5 m); iii) presencia de áreas que han sido abiertas artificialmente para el ocio; iv) evidencias de aclarado de la vegetación leñosa o v) presencia de basura, escombros o excrementos de humanos o animales domésticos cuya superficie excede 5 m<sup>2</sup>.
- Favorable: ausencia de todas las perturbaciones citadas en el estado desfavorable-malo y solamente presencia de un sendero de menos de 0,5 m de amplitud.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que complementariamente se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los datos obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre la prevalencia de la intrusión humana en los tipos de hábitat riparios y así poder realizar predicciones y ayudar a tomar medidas de gestión.



## 6.8.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto de la intrusión humana y perturbaciones asociadas se efectuará a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se hará de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas tienen una valoración de estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen una valoración favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

## 6.9. Incendios y extinción de incendios

La frecuencia e intensidad de los incendios es impredecible a diferentes escalas y sobre un determinado tipo de hábitat ripario. El procedimiento a seguir es similar al propuesto para otras presiones.

### 6.9.1. Escala local

A escala local sería necesario considerar:

- Evaluación de la evolución de la superficie afectada por incendios, ya sean de baja o alta intensidad. Para ello se puede contar con la información derivada de la fotointerpretación de las ortofotografías de SIGPAC o PNOA o un visor alternativo o complementario. Se registraría la superficie ocupada considerando el área potencialmente afectada por las crecidas del río con una recurrencia o periodo de retorno de diez años. Esta área está disponible como capa exclusiva en las confederaciones hidrográficas. No obstante, son inexistentes los datos para la mayoría de los cursos menores. Por tanto, se trabajaría en una franja paralela al curso fluvial con un mínimo de 50 m para cursos con un cauce superior a 10 m y de 25 m para cursos con caudal inferior a 10 m.
- Superficie ocupada por el tipo de hábitat. Evaluación de la evolución del área de ocupación a partir de la cartografía de referencia elaborada a escala 1:1.000. El área solo se mediría para los lugares destinados al seguimiento.

Para evaluar el impacto de los incendios se aplicaría una catalogación del estado del tipo de hábitat en función de un índice sencillo basado en la variación porcentual del área perdida de cada tipo de hábitat en intervalos de seis años. Este índice de cambio de área (ICA) sería:

$$1 - (\text{Área } t_0+6 \text{ años} / \text{Área } t_0) \times 100$$

donde  $t_0$  es el momento en el que se inicia el seguimiento.

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo:  $\text{ICA} \geq 25\%$ .
- Desfavorable-inadecuado:  $\text{ICA} = 10\text{-}24\%$ .
- Favorable:  $\text{ICA} \leq 10\%$ .



Los valores obtenidos no serán válidos en caso de que se deban a otras presiones o procesos naturales como fuertes avenidas por lluvias o procesos de deshielo.

Este procedimiento se aplicaría en un mínimo de 100 localidades seleccionadas (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019) para realizar el seguimiento y en todas aquellas localidades que complementariamente se seleccionen por parte de las comunidades autónomas. Los datos obtenidos en los primeros sexenios permitirían generar datos sobre la relación causa-efecto entre los cambios de área de cada tipo de hábitat y los incendios. Así se podría obtener un modelo matemático que permita generar tendencias sobre la trascendencia de esta presión en los tipos de hábitat riparios y así poder realizar predicciones y ayudar a tomar medidas de gestión.

### 6.9.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica del impacto de los incendios debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado abordar el re-cartografiado de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades (salvo en tipos de hábitats escasos, véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas pierde área, es decir, están en estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen un estado favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.

## 6.10. Contaminación: aguas superficiales, subterráneas, atmosférica, suelos, residuos

La evaluación del impacto de la contaminación no puede hacerse de manera directa pues se desconoce en la mayoría de los casos cómo afectan los distintos contaminantes a la superficie ocupada y la estructura y función de los tipos de hábitat riparios. Aquí se propone un sistema simple de muestreo para evaluar la prevalencia de determinados contaminantes en los distintos tipos de hábitat. Habrá después que diseñar estudios específicos para conocer el impacto directo de la contaminación (separado de otras presiones) sobre parámetros claves de los organismos vegetales y animales de los tipos de hábitat riparios (p. ej. fertilidad o reclutamiento poblacional), para así evaluar realmente el impacto de la contaminación en la superficie ocupada y la estructura y función de estos tipos de hábitat.

El sistema de muestreo se centraría en dos aspectos básicos: i) especies bioindicadoras de eutrofización (exceso de nitrógeno y fósforo) y ii) concentración de contaminantes en suelo. Se evaluaría en las cuatro parcelas (250 m<sup>2</sup>) establecidas en cada localidad de seguimiento (Lara *et al.* 2019b).

Puesto que la contaminación más habitual se deriva de las prácticas agrícolas y ganaderas, el efecto más importante es la eutrofización de los suelos y, por ello, la abundancia y riqueza de especies nitrófilas supone un indicador del empobrecimiento de la composición florística y de la estructura del tipo de



hábitat. Ahora bien, los umbrales son variables según el tipo de hábitat tratado y la litología predominante en la cuenca. Así, en tipos de hábitat riparios típicamente oligótrofos (p. ej. alisedas) la presencia natural de nitrófilas es notablemente menor que en aquellos de ambientes eútrofos (p. ej. tarayales).

### 6.10.1. Escala local

La evaluación seguiría los siguientes umbrales en rangos amplios:

- Desfavorable-malo: las especies nitrófilas presentan una cobertura  $\geq 30-70\%$ .
- Favorable: las especies nitrófilas presentan una cobertura  $\leq 10-30\%$ .
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otro rango de coberturas entre el estado favorable y desfavorable-malo.

Se propone medir también la concentración de especies químicas contaminantes en suelo siguiendo la metodología de muestreo y laboratorio empleada por Madejón *et al.* (2004). Solamente se acotan las siguientes variantes: se tomarán un mínimo de diez medidas de suelo por cada parcela de 250 m<sup>2</sup> a una franja de profundidad de 0-25 cm y distanciadas entre sí un mínimo de 10 m. Se descarta tomar muestras en planta, pues no hay taxones candidatos que se encuentren presentes en el amplio espectro de tipos de hábitat riparios de España.

La evaluación del grado de contaminación del suelo se llevaría a cabo en función de los umbrales basados en las concentraciones de contaminantes permitidas en suelos de uso agrícola (Nicholson & Chambers 2007), porque no se han encontrado umbrales precisos para sistemas forestales.

Se considerarán dos categorías:

- Desfavorable-malo: cualquier concentración superior a la descrita en la Tabla 3 para cualquier metal pesado salvo que, localmente, la litología local pueda estar generando de manera natural concentraciones elevadas (p. ej. altos valores de diversos metales pesados en la franja pirítica de Río Tinto). Estos umbrales deben ser revisados y estar acorde con las futuras investigaciones y normativas que traten el impacto de los metales sobre organismos vegetales y animales.
- Favorable: todos los metales pesados muestran concentraciones inferiores a los umbrales descritos en la Tabla 3.



**Tabla 3** Umbrales de concentraciones de metales pesados permitidos. Fuente: elaboración propia a partir de Nicholson & Chambers (2007).

Metal pesado	Concentración (mg/kg peso seco de suelo)	
	pH 5 - 7	pH > 7
Zn	>200	>300
Cu	>135	>200
Ni	>75	>110
	pH ≥ 5	
Cd	>3	
Pb	>300	
Hg	>1	
Cr	>400	
Mo	>4	
Se	>3	
As	>50	
F	>500	

Si se realiza la valoración conjunta de especies nitrófilas y la concentración de metales pesados en suelo, los umbrales para la evaluación serían los siguientes:

- Desfavorable-malo: las especies nitrófilas presentan una cobertura  $\geq 30-70\%$  y/o se superan los umbrales de cualquier metal pesado.
- Favorable: las especies nitrófilas presentan una cobertura  $\leq 10-30\%$  y no se superan los umbrales de ningún metal pesado.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otro rango de coberturas de especies nitrófilas entre el estado favorable y desfavorable-malo y cualquier otra situación respecto a las concentraciones en suelo de los metales pesados.

### 6.10.2. Escala biogeográfica

La evaluación a escala biogeográfica de la prevalencia de la contaminación debería abarcar toda la superficie de cada tipo de hábitat en territorio español. Sin embargo, resulta técnica y económicamente complicado abordar el re-cartografiado de los tipos de hábitat cada seis años. Por tanto, se propone efectuar un balance a partir de los resultados obtenidos a escala local de un mínimo de 100 localidades, salvo en tipos de hábitats escasos (véase Calleja *et al.* 2019).

La evaluación se haría de la siguiente manera:

- Desfavorable-malo: si se obtiene que  $\geq 25\%$  de las localidades estudiadas pierde área, es decir, están en estado desfavorable-malo.
- Favorable: si se obtiene que  $\geq 90\%$  de las localidades estudiadas tienen un estado favorable.
- Desfavorable-inadecuado: cualquier otra situación.





## 7. ESTIMACIÓN DE LA IMPORTANCIA DE LOS IMPACTOS DE LAS AMENAZAS Y PRESIONES

En este apartado se expone, de manera muy sintética, una caracterización semi-cuantitativa de la magnitud de los impactos de cada presión en el conjunto de los tipos de hábitat riparios (Tabla 4). Posteriormente, se detalla una caracterización específica de cada tipo de hábitat en su ficha correspondiente (Garilletei *et al.* 2017).

La caracterización aportada en la Tabla 4 y la ofrecida en la ficha de cada tipo de hábitat (Garilletei *et al.* 2017) están basadas en dos aspectos clave: i) experiencia del equipo elaborador de este trabajo: más de 20 años estudiando los bosques de ribera españoles, a través de diversos proyectos de investigación que han conllevado el inventario de la flora y el medio físico local de más de 1000 localidades de España, incluyendo Baleares y Canarias (Garilletei *et al.* 2012; Lara *et al.* 1996; Lara *et al.* 2007); ii) bibliografía consultada y usada en el presente informe sobre estudios centrados en la evaluación de los impactos de distintas presiones y amenazas.

La caracterización expuesta en este apartado no refleja una proyección o estima del impacto en el futuro, salvo en el caso del cambio climático. No obstante, incluso el impacto real del cambio climático en la superficie ocupada y la estructura y función de cada uno de los tipos de hábitat riparios es una incógnita y un gran reto a afrontar. Se debe destacar que actualmente resulta muy arriesgado estimar, proyectar o modelizar con rigor la evolución de los impactos en el espacio y en el tiempo. La agricultura y ganadería, la regulación y explotación de recursos hídricos y el urbanismo son sin duda tres grandes grupos de presiones que, en las últimas décadas, han provocado una severa transformación de los sistemas fluviales. No obstante, su efecto en el futuro puede ser muy desigual según los territorios. Por ejemplo, la presión de las prácticas agroganaderas en las áreas montañas está en recesión, lo que está provocando una notable recuperación de la superficie ocupada de los bosques de ribera, especialmente los de orilla (tipos de hábitat 1 a 26; Lara *et al.* 2019a). Por el contrario, la intensificación agraria de regadío está diezmando rápidamente las comunidades o tipos de hábitat riparios de cursos medios y bajos. Por tanto, resulta complejo sino imposible aportar una perspectiva de futuro sobre el impacto de esta presión (o cualquier otra) en los sistemas riparios.

En definitiva, el mensaje clave a transmitir es que la resolución de la predicción del impacto de las distintas presiones y amenazas se debe abordar en primera instancia de manera empírica mediante seguimiento para después poder elaborar modelos fiables y, por tanto, útiles para la conservación de los tipos de hábitat riparios.



**Tabla 4** Estimación del impacto, sobre los parámetros 'Rango', 'Superficie ocupada' y 'Estructura y función', de las amenazas y presiones que afectan a los tipos de hábitat de bosques de ribera de España. Fuente: elaboración propia.

**Nota:** H: impacto alto; M: impacto medio. L: impacto bajo.

Código	Amenazas y presiones	Rango	Superficie ocupada	Estructura y función
M	Cambio climático	H	H	H
J	Canalizaciones y captaciones de agua: superficiales, subterráneas. Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas	M	H	H
A/B	Agricultura y ganadería. Silvicultura, ciencias forestales	M	H	H
A	Pastoreo (separado de Agricultura y ganadería)	L	L	H
E	Urbanización, desarrollo residencial y comercial	L	M	H
D/C	Transportes y redes de comunicación. Actividad minera y extractiva y producción de energía	L	M	H
I	Especies invasoras, especies problemáticas y modificaciones genéticas	L	L	M
F	Intrusión humana y perturbaciones	L	L	M
G	Incendios y extinción de incendios	L	L	H
H	Contaminación: aguas superficiales, subterráneas, atmosférica, suelos, residuos	L	L	M



## 8. REFERENCIAS

- Aguiar F C & Ferreira M T. 2005. Human-disturbed landscapes: Effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation*. 32(1): 30-41.
- Aguiar F C, Ferreira M T, Albuquerque A, Rodriguez-Gonzalez P & Segurado P. 2009. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial scale-dependence. *Fundamental and Applied Limnology*. 175(3): 249-67.
- Armour C, Duff D & Elmore W. 1994. The effects of livestock grazing on western riparian and stream ecosystem. *Fisheries*. 19(9): 9-12.
- Baatrup-Pedersen A, Jensen K M B, Thodsen H, Andersen H E, Andersen P M, Larsen S E, Riis T, Andersen D K, Audet J & Kronvang B. 2013. Effects of stream flooding on the distribution and diversity of groundwater-dependent vegetation in riparian areas. *Freshwater Biology*. 58: 817-827.
- Baker A J M, McGrath S P, Reeves R D & Smith J A C. 2000. Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. pp. 85-107. In: Terry N & Bañuelos G S (eds.) *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Baker W L. 1990. Species richness of Colorado riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science*. 1(1): 119-124.
- Bernal S, Butturini A, Nin E, Sabater F & Sabater S. 2003. Leaf litter dynamics and nitrous oxide emission in a Mediterranean riparian forest: Implications for soil nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality*. 32(1): 191-197.
- Blanton P & Marcus W A. 2009. Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continental United States. *Geomorphology*. 112(3): 212-227.
- Blanton P & Marcus W A. 2013. Transportation infrastructure, river confinement, and impacts on floodplain and channel habitat, Yakima and Chehalis rivers, Washington, U.S.A. *Geomorphology*. 189: 55-65.
- Boedeltje G E R, Bakker J P, Brinke A T, van Groenendael J M & Soesbergen M. 2004. Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology*. 92(5): 786-796.
- Broadmeadow S & Nisbet T R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 8(3): 286-305.
- Brunet M, Casado M J, de Castro M, Galán P, López J A, Martín J M & Pastor A. 2009. Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España. AEMET. Madrid.
- Burton M L, Samuelson L J & Pan S. 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*. 8(1): 93-106.
- Busch D E. 1995. Effects of fire on southwestern riparian plant community structure. *The Southwestern Naturalist*. 40: 259-267.



- Cagelli L & LeEvre F. 1995. The conservation of *Populus nigra* L. and gene flow with cultivated poplars in Europe. *Forest Genetics*. 2(3): 135-144.
- Calafat F M, Jordà G, Marcos M & Gomis D. 2012. Comparison of Mediterranean sea level variability as given by three baroclinic models. *Journal of Geophysical Research – Oceans*. 117: 1-23.
- Caldwell M M, Dawson T E & Richards J H. 1998. Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia*. 113(2): 151-161.
- Calleja J A, Garillete R & Lara F. 2019. Definición de criterios para generar una propuesta de localidades de seguimiento de los tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 89 pp.
- Charco-García J. 2002. Una introducción al estudio de la velocidad de regeneración natural del bosque mediterráneo y de los factores antropozooógenos que la condicionan. pp. 115-152. En: Charco-García J (ed.) *La regeneración natural del bosque mediterráneo en la península Ibérica*. ARBA & Ministerio de Medio Ambiente. Ciudad Real.
- Chen Y & Xu Z. 2005. Plausible impact of global climate change on water resources in the Tarim River Basin. *Science in China Series D: Earth Sciences*. 48(1): 65-73.
- Christensen J H, Hewitson B, Busuioc A, Chen A, Gao X, Held I, Jones R, Koll R K, Kwon W T, Laprise R, Magaña V, Mearns L, Menéndez C G, Räisänen J, Rinke A, Sarr A & Whetton P. 2007. Regional Climate Projections. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge.
- COMADERA. 2010. El cultivo y utilización del chopo en España. Observatorio industrial de la madera. Confederación española de empresarios de la madera.
- Conesa C. 1992. Trazados de baja y alta sinuosidad en ríos españoles. *Papeles de Geografía*. 18: 9-29.
- Corbacho C, Sánchez J M & Costillo E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 95(2-3): 495-507.
- Corenblit D, Tabacchi E, Steiger J & Gurnell A M. 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*. 84(1): 56-86.
- Corenblit D, Baas A C W, Bornette G, Darrozes J, Delmotte S, Francis R A, Gurnell A M, Julien F, Naiman R J & Steiger J. 2011. Feedbacks between geomorphology and biota controlling Earth surface processes and landforms: A review of foundation concepts and current understandings. *Earth-Science Reviews*. 106 (3/4): 307-31.
- Cottrell J E, Krystufek V, Tabbener H E, Milner A D, Connolly T, Sing L, Fluch S, Burg K, Lefèvre F, Achard P, Bordács S, Gebhardt K, Vornam B, Smulders M J M, Vanden-Broeck A H, van Slycken J, Storme V, Boerjan W, Castiglione S, Fossati T, Alba N, Agúndez D, Maestro C, Notivol E, Bovenschen J & van Dam B C. 2005. Postglacial migration of *Populus nigra* L.: lessons learnt from chloroplast DNA. *Forest Ecology and Management*. 219(2-3): 293-312.



- Dosskey M G, Vidon P, Gurwick N P, Allan C J, Duval T P & Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 46(2): 261-277.
- Dubuis A, Giovanettina S, Pellissier L, Pottier J, Vittoz P & Guisan A. 2013. Improving the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to topo-climatic variables. *Journal of Vegetation Science*. 24: 593-606.
- Dwire K A & Kauffman J B. 2003. Fire and riparian ecosystems in landscapes of the western USA. *Forest Ecology and Management*. 178: 61-74.
- Dynesius M, Jansson R, Johansson M E & Nilsson C. 2004. Intercontinental similarities in riparian-plant diversity and sensitivity to river regulation. *Ecological Applications*. 14(1): 173-191.
- Felícísimo Á M, Muñoz J, Villalba C J & Mateo R G. 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Flora y vegetación. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 552 pp.
- Fenn M E, Baron J S, Allen E B, Rueth H M, Nydick K R, Geiser L, Bowman W D, Sickman J O, Meixner T, Johnson D W & Neitlich P. 2003. Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience*. 53(4): 404-420.
- Fernandes M R, Aguiar F C & Ferreira M T. 2011. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. *Landscape and Urban Planning*. 99: 166-177.
- Garillete R, Calleja J A & Lara F. 2012. Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 638 pp.
- Garillete R, Lara F & Calleja J A. 2003. Los mejores bosques de ribera de la mitad norte de España. *Ingeniería Civil*. 130: 27-41.
- Garillete R, Lara F & Calleja J A. 2017. Procedimientos para el seguimiento periódico del estado de conservación de los tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. Informe inédito.
- Gaudet M, Jorge V, Paolucci I, Beritognolo I, Mugnozsa G S & Sabatti M. 2008. Genetic linkage maps of *Populus nigra* L. including AFLPs, SSRs, SNPs, and sex trait. *Tree Genetics & Genomes*. 4(1): 25-36.
- Gilbert O L. 1986. Field evidence for an acid rain effect on lichens. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*. 40(3): 227-231.
- Gómez R, Hurtado I, Suárez M L & Vidal-Abarca M R. 2005. Ramblas in south-east Spain: threatened and valuable ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15(4): 387-402.
- González del Tánago M & García de Jalón D. 1995. Principios básicos para la restauración de ríos y riberas. *Ecología*. 9: 47-64.
- González del Tánago M & García de Jalón D. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*. 30(2): 235-254.
- González del Tánago M, García de Jalón D, Lara F & Garillete R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*. 143: 97-108.



- Gorostiza S. 2014. Potash extraction and historical environmental conflict in the bages region (Spain). *Investigaciones Geográficas*. 61: 5-16.
- Gurnell A M, Bertoldi W & Corenblit D. 2012. Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*. 111(1/2): 129-41.
- Hankins D L. 2013. The effects of indigenous prescribed fire on riparian vegetation in central California. *Ecological Processes*. 2(24): 1-9.
- Hoekstra A Y, Mekonnen M M, Chapagain A K, Mathews R E & Richter B D. 2012. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. *PLoS One*. 7(2): e32688.
- Hruska K, Dell'Uomo A, Staffolani L & Torrisi M. 2008. Influence of urbanization on riparian and algal species composition in two rivers of central Italy. *Ecoscience*. 15(1): 121-128.
- Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution*. 15(2): 56-61.
- Jansson R, Nilsson C, Dynesius M & Andersson E. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*. 10(1): 203-24.
- Jansson R, Zinko U, Merritt D M & Nilsson C. 2005. Hydrochory increases riparian plant species richness: a comparison between a free-flowing and a regulated river. *Journal of Ecology*. 93(6): 1094-1103.
- Ji X, Kang E, Chen R, Zhao W, Zhang Z & Jin B. 2006. The impact of the development of water resources on environment in arid inland river basins of Hexi region, Northwestern China. *Environmental Geology*. 50(6): 793-801.
- Kaczynski K M & Cooper D J. 2015. Post-fire response of riparian vegetation in a heavily browsed environment. *Forest Ecology and Management*. 338: 14-19.
- Kauffman J B & Krueger W C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A review. *Journal of Range Management*. 37(5): 430-438.
- Kondolf G M. 1994. Environmental planning in regulation and management of instream gravel mining in California. *Landscape and Urban Planning*. 29(2-3): 185-199.
- Koop H. 1987. Vegetative reproduction of trees in some European natural forest. *Vegetatio*. 72(2): 103-110.
- Lara F, Calleja J A & Garilletei R. 2019a. Establecimiento de una tipología específica de tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera en España, con identificación de los factores ambientales que condicionan su distribución geográfica y su funcionamiento ecológico. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 63 pp.
- Lara F, Calleja J A & Garilletei R. 2019b. Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación del parámetro 'Estructura y función' de los diferentes tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 57 pp.
- Lara F, Garilletei R & Calleja J A. 2007. La vegetación de ribera de la mitad norte española. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX. 2ª edición. Serie Monografías, 81. Madrid. 536 pp.



- Lara F, Garillete R, Ramírez P & Varela J M. 1996. Estudio de la vegetación de los ríos carpetanos de la cuenca del Jarama. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX. Serie Monografías, 57. Madrid. 270 pp.
- Liang S Y & Seagle S W. 2002. Browsing and microhabitat effects on riparian forest woody seedling demography. *Ecology*. 83(1): 212-227.
- Liendo D, Biurrun I, Campos J A, Herrera M, Loidi J & Garcia-Mijangos I. 2015. Invasion patterns in riparian habitats: The role of anthropogenic pressure in temperate streams. *Plant Biosystems*. 149(2): 289-97.
- Lyon J & Gross N M. 2005. Patterns of plant diversity and plant–environmental relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management*. 204(2-3): 267-278.
- Ma L Q, Komar K M, Tu C, Zhang W, Cai Y & Kennelley E D. 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*. 409: 579-579.
- Macaya-Sanz D, Heuert M, López de Heredia U, de Lucas A I, Hidalgo E, Maestro C, Prada A, Alía R & González-Martínez S C. 2012. The Atlantic–Mediterranean watershed, river basins and glacial history shape the genetic structure of Iberian poplars. *Molecular Ecology*. 21(14): 3593-3609.
- Madejón P, Marañón T, Murillo J M & Robinson B. 2004. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental Pollution*. 132(1): 145-155.
- Martínez-Fernández J, Sánchez N & Herrero-Jiménez C M. 2013. Recent Trends in Rivers with Near-Natural Flow Regime: The Case of the River Headwaters in Spain. *Progress in Physical Geography*. 37(5): 685-700.
- Mas-Pla J, Montaner J & Solà J. 1999. Groundwater resources and quality variations caused by gravel mining in coastal streams. *Journal of Hydrology*. 216(3-4): 197-213.
- Meehl G A, Stocker T F, Collins W D, Friedlingstein P, Gaye A T, Gregory J M, Kitoh A, Knutti R, Murphy J M, Noda A, Raper S C B, Watterson I G & Zhao Z C. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Moran-Tejeda E, Lorenzo-Lacruz J, López-Moreno J L, Rahman K & Beniston M. 2014. Streamflow timing of mountain rivers in Spain: Recent changes and future projections. *Journal of Hydrology*. 517: 1114-1127.
- Morata-Gasca A. 2014. Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR4. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Agencia Estatal de Meteorología. Madrid.
- Munné A, Prat N, Solá C, Bonada N & Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13(2): 147-163.
- Naiman R J & Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 28(1): 621-658.
- Naiman R J, Decamps H & Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*. 3(2): 209-212.



- Nicholson F A & Chambers B J. 2007. SP0547: Sources and impacts of past, current and future contamination of soil. Appendix 1: Heavy metals. Defra. 35 pp.
- Nilsson C, Jansson R & Zinko U. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*. 276: 798-800.
- Nomiya H, Suzuki W, Kanazashi T, Shibata M, Tanaka H & Nakashizuka T. 2003. The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecology*. 164: 263-276.
- Pearson R G, Thuiller W, Araújo M B, Martinez-Meyer E, Brotons L, McClean C, Miles L, Segurado P, Dawson T P & Lees D C. 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*. 33: 1704-1711.
- Peiffer S, Beierkuhnlein C, Sandhage-Hofmann A, Kaupenjohann M & Bär S. 1997. Impact of high aluminium loading on a small catchment area (thuringia slate mining area) —geochemical transformations and hydrological transport. *Water, Air, and Soil Pollution*. 94(3-4): 401-416.
- Pennington D N, Hansel J R & Gorchoy D L. 2010. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*. 143(1): 182-194.
- Perry L G, Andersen D C, Reynolds L V, Nelson S M & Shafroth P B. 2012. Vulnerability of riparian ecosystems to elevated CO<sub>2</sub> and climate change in arid and semiarid western North America. *Global Change Biology*. 18(3): 821-842.
- Phillips S J, Anderson R P & Schapire R E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190(3-4): 231-259.
- Pop O, Buimagă-larinca Ș, Anghel T & Stoffel M. 2014. Effects of open-cast sulphur mining on sediment transfers and toxification of riparian forests. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*. 96(4): 485-496.
- Pulido F J, Sanz R, Abel D, Ezquerro F J, Gil A, González G, Hernández A, Moreno G, Pérez J J & Vázquez F. 2007. Los bosques de Extremadura. Evolución, ecología y conservación. Junta de Extremadura. Mérida.
- Richter B D, Davis M M, Apse C & Konrad C. 2012. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Research and Applications*. 28(8): 1312-1321.
- Rinaldi M, Wyzga B & Surian N. 2005. Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *River Research and Applications*. 21: 805-828.
- Rivas-Martínez S. 1987. Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España 1:400.000. ICONA - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 268 pp.  
[https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria\\_mapa\\_series\\_veg.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg.aspx).
- Sala O E, Chapin F S, Armesto J J, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke L F, Jackson R B, Kinzig A, Leemans R, Lodge D M, Mooney H A, Oesterheld M N, Poff N L, Sykes M T, Walker B H, Walker M & Wall D H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 287: 1770-1774.
- Salinas M J, Blanca G & Romero A T. 2000. Evaluating riparian vegetation in semi-arid Mediterranean watercourses in the south-eastern Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*. 27(1): 24-35.





- Sarma H. 2011. Metal hyperaccumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental Science and Technology*. 4(2): 118-138.
- Sato T, Ito S, Mitsuda Y & Soen N. 2010. Impacts of land-use history on the diversity of a riparian forest landscape in warm-temperate Kyushu, southern Japan. *Landscape and Ecological Engineering*. 6(1): 89-98.
- Schnitzler A, Hale B W & Alsum E M. 2007. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation*. 138: 146-156.
- Schultz R C, Isenhardt T M, Simpkins W W & Colletti J P. 2004. Riparian forest buffers in agroecosystems – lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. *Agroforestry Systems*. 61: 35-50.
- Smulders M J M, Beringen R, Volosyanchuk R, Vanden-Broeck A, van der Schoot J, Arens P & Vosman B. 2008. Natural hybridisation between *Populus nigra* L. and *P. x canadensis* Moench. Hybrid offspring competes for niches along the Rhine river in the Netherlands. *Tree Genetics & Genomes*. 4(4): 663-675.
- Sparovek G, Lima-Ranieri S B, Gassner A, ClericeDe Maria I, Schnug E, Ferreira dos Santos R & Joubert A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 90: 169-175.
- Stella J C, Battles J J, McBride J R & Orr B K. 2010. Riparian seedling mortality from simulated water table recession, and the design of sustainable flow regimes on regulated rivers. *Restoration Ecology*. 18(S2): 284-294.
- Stella J C, Rodríguez-González P M, Dufour S & Bendix J. 2013. Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia*. 719(1): 291-315.
- Sterling A. 1992. Los sotos y riberas fluviales: valores naturales, importancia de su conservación. Ministerio de Agricultura y Pesca. Madrid. 266 pp.
- Storme V, Vanden-Broeck A, Ivens B, Halfmaerten D, van Slycken J, Castiglione S, Grassi F, Fossati T, Cottrell J E, Tabbener H E, Lefèvre F, Saintagne C, Fluch S, Krystufek V, Burg K, Bordács S, Borovics A, Gebhardt K, Vornam B, Pohl A, Alba N, Agúndez D, Maestro C, Notivo I E, Bovenschen J, van Dam B C, van der Schoot J, Vosman B, Boerjan W & Smulders M J M. 2004. Ex-situ conservation of Black poplar in Europe: genetic diversity in nine gene bank collections and their value for nature development. *Theoretical and Applied Genetics*. 108(6): 969-981.
- Stromberg J C, Tiller R & Richter B. 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*. 6(1): 113-131.
- Tabacchi E, Correll D L, Hauer R, Pinay G, Planty-Tabacchi A M & Wissmar R C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*. 40: 497-516.
- Tockner K & Stanford J A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*. 29(3): 308-330.
- Trombulak S C & Frissell C A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14(1): 18-30.
- Tuset J, Vericat D & Batalla R J. 2016. Rainfall, runoff and sediment transport in a Mediterranean mountainous catchment. *Science of the Total Environment*. 540: 114-132.



Tyler G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 104(1-3): 231-253.

Vargas-Yáñez M, García-Martínez M C, Moya-Ruiz F, Tel E, Parrilla G, Plaza F, Lavín A & García M J. 2010. Cambio climático en el Mediterráneo español. Instituto Español de Oceanografía. Ministerio de Ciencia e Innovación. Madrid.

Vilà M, Pino J & Font X. 2007. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science* 18(1): 35-42.

Walter H. 1985. *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere*. 3<sup>rd</sup> edition. Springer-Verlag. Berlin. 318 pp.

Williams G P. 1986. River meanders and channel size. *Journal of Hydrology*. 88: 147-164.