



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

Francisco Lara
Juan Antonio Calleja
Ricardo Garilleti



Madrid, 2019



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





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 Martín¹

Realización y producción

Tragsatec

Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo² y Juan Carlos Simón Zarzoso²

Autores

Francisco Lara García³

Juan Antonio Calleja Alarcón^{3,4}

Ricardo Garillete Álvarez⁵

Coordinación y revisión editorial

Argantonio Rodríguez-Merino²

Jara Andreu Ureta²

Íñigo Vázquez-Dodero Estevan²

¹ Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica

² Tragsatec. Grupo Tragsa

³ Universidad Autónoma de Madrid (UAM)

⁴ Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)

⁵ Universitat de València (UV)

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

Lara F, Calleja J A & Garillete R. 2019. 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.

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

1. INTRODUCCIÓN	7
2. OBJETIVOS	7
3. METODOLOGÍA	7
4. MARCO CONCEPTUAL	9
4.1. Algunas premisas ecológicas relacionadas con la conservación de las comunidades riparias españolas	10
5. CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LAS VARIABLES DIAGNÓSTICAS	11
5.1. Variables diagnósticas estructurales.....	12
5.1.1. Variables de carácter fisonómico	12
5.1.2. Variables relacionadas con la estructura interna	15
5.2. Variables diagnósticas de composición florística	17
5.2.1. Variables relacionadas con la pérdida o disminución de elementos sensibles a la degradación	18
5.2.2. Variables relacionadas con la incorporación o incremento de elementos ligados a las perturbaciones.....	21
5.2.3. Variables relacionadas con la alteración de elementos florísticos característicos concretos de comunidades riparias.....	25
5.3. Variables diagnósticas funcionales.....	26
5.3.1. Variables relacionadas con la componente funcional de la biodiversidad	27
5.3.2. Variables relacionadas con la provisión de refugio	29
5.3.3. Variables relacionadas con la capacidad de regeneración de las comunidades riparias	29
5.3.4. Variables relacionadas con la existencia de limitantes ecofisiológicos	30
5.3.5. Variables relacionadas con la función de filtro verde	30
5.3.6. Variables relacionadas con la conectividad y las funciones a ella asociadas	31
5.4. Otras variables desestimadas	33
6. DESCRIPCIÓN Y PROCEDIMIENTO DE MEDIDA DE LAS VARIABLES SELECCIONADAS	33
6.1. Ámbito espacial de medida de las variables	35
6.2. Variable V_1 - Espacio ocupado por el tipo de vegetación en una banda estándar junto a las orillas	36
6.3. Variable V_2 - Área real ocupada por el tipo de vegetación (con respecto al área potencial estimada).....	37
6.4. Variable V_3 - Continuidad longitudinal del tipo de vegetación	38

6.5.	Variable V ₄ - Altura (moda) de la formación	40
6.6.	Variable V ₅ - Complejidad de la estructura vertical de la comunidad.....	41
6.7.	Variable V ₆ - Diámetro medio del tronco de los árboles.....	42
6.8.	Variable V ₇ - Presencia/abundancia de árboles con troncos de gran diámetro	43
6.9.	Variable V ₈ - Abundancia de especies nemorales	44
6.10.	Variable V ₉ - Abundancia de helechos formadores de macollas.....	44
6.11.	Variable V ₁₀ - Abundancia de briófitos (musgos y hepáticas).....	46
6.12.	Variable V ₁₁ - Proporción de especies heliófilas	47
6.13.	Variable V ₁₂ - Abundancia de zarzas (<i>Rubus</i> spp.).....	47
6.14.	Variable V ₁₃ - Cobertura de taxones nitrófilos ligados a perturbaciones	48
6.15.	Variable V ₁₄ - Cobertura de especies invasoras ingenieras de ecosistemas.....	50
6.16.	Variable V ₁₅ - Abundancia de otras especies autóctonas.....	50
6.17.	Variable V ₁₆ - Riqueza de plantas vasculares	51
6.18.	Variable V ₁₇ - Presencia de especies de vertebrados con particular interés.....	52
6.19.	Variable V ₁₈ - Abundancia de brinzales y juveniles correspondientes a las especies leñosas dominantes	53
6.20.	Variable V ₁₉ - Extensión del contacto entre la vegetación leñosa de ribera y la vegetación natural de las laderas	53
6.21.	Variable V ₂₀ - Importancia de las alteraciones que afectan a la topografía del espacio ribereño y al flujo hídrico natural	54
7.	REFERENCIAS	55



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 42/2007¹, y, en especial, a los que figuran como prioritarios. En concreto, el informe 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 la selección y descripción de variables adecuadas para determinar el nivel de conservación de los diferentes tipos de ecosistemas de ribera de acuerdo con su desarrollo estructural y su función.

En primer lugar, se han identificado el conjunto de variables que merecían ser consideradas. Cada una de estas variables ha sido evaluada y se han seleccionado aquellas que pueden servir para reflejar con mayor efectividad las variaciones en el estado de conservación del parámetro 'Estructura y función' de las comunidades vegetales riparias. Finalmente, se completa la clasificación, categorización y descripción de las variables seleccionadas. Para todas ellas se describe su métrica, procedimiento de medición, los umbrales considerados significativos para sus valores y la periodicidad con que deben ser evaluadas.

2. OBJETIVOS

Los objetivos específicos del presente trabajo son:

- Completar el establecimiento de una clasificación de las variables seleccionadas, según se trate de parámetros de índole estructural, de composición o funcional y en función de su significación ecológica positiva o negativa en relación al parámetro evaluado.
- Definir el método para la medición de cada variable, así como su métrica, la significación de sus valores umbrales y la periodicidad de medición.
- Determinar el conjunto de variables que debe utilizarse de manera específica para cada tipo o grupo de comunidades vegetales riparias, en función de las peculiaridades estructurales y ecológicas de las mismas.

3. METODOLOGÍA

La selección preliminar de variables diagnósticas se ha basado en la información contenida en la obra "Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España" (VV.AA. 2009). A estos parámetros se han añadido otros complementarios propuestos en obras específicas dedicadas a valorar el estado de conservación de los ríos españoles y la vegetación a ellos asociada (González del Tánago *et al.* 2006; Magdaleno *et al.* 2010; Lara *et al.* 1996; Munné *et al.* 1998, 2003). Esta base bibliográfica ha sido estudiada en detalle y complementada gracias a las ideas

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



obtenidas por el equipo de investigación durante el análisis de gran número de tramos de riberas a lo largo de los ríos españoles (Garilletei *et al.* 2012; Lara *et al.* 1996, 2007). La experiencia ha supuesto también la base para establecer una serie de observaciones y premisas, que pensamos pueden ayudar a ordenar el planteamiento de los estudios que se acometerán más adelante.

El conjunto de partida de variables consideradas es el siguiente:

1. Área ocupada real (con respecto a la potencial).
2. Anchura media del bosque o soto ripario en cada orilla.
3. Continuidad longitudinal del bosque de ribera.
4. Continuidad transversal del bosque de ribera.
5. Cobertura forestal o porcentaje de cobertura de las especies leñosas.
6. Cobertura de la(s) especie(s) dominante(s) que caracteriza(n) la formación.
7. Cobertura del estrato arbóreo.
8. Complejidad estructural de la vegetación o estructura de la comunidad.
9. Altura (moda) de la formación.
10. Diámetro medio del tronco de los árboles.
11. Presencia/abundancia de árboles con troncos de gran diámetro.
12. Riqueza total de especies.
13. Porcentaje de taxones basófilos.
14. Porcentaje de taxones acidófilos.
15. Presencia de taxones paleotropicales.
16. Presencia y cobertura de taxones termófilos (*Smilax aspera*, *Nerium oleander*, *Myrtus communis*, etc.).
17. Porcentaje de taxones nitrófilos ligados a perturbaciones.
18. Porcentaje de taxones alóctonos o número de especies exóticas.
19. Abundancia de zarzas (*Rubus* spp.).
20. Porcentaje de taxones hidrófilos.
21. Abundancia de especies nemorales.
22. Proporción de especies heliófilas.
23. Abundancia de helechos formadores de macollas.
24. Abundancia de grandes macollas de cárices (p. ej. *Carex elata*) o de otros helófitos (p. ej. *Molinia caerulea*).
25. Porcentaje de taxones atlánticos.
26. Presencia de especies de plantas vasculares del elemento húmedo templado-cálido (Pre-mediterráneas, según Herrera 1992).
27. Porcentaje de taxones mediterráneos (=Presencia de especies de plantas vasculares mediterráneas).
28. Abundancia de briófitos (musgos y hepáticas) en suelo y rocas.
29. Abundancia de hepáticas en cualquier estrato.
30. Abundancia y calidad de briófitos o grandes líquenes epífitos.
31. Índice de regeneración de la(s) especie(s) dominante(s) que caracteriza(n) la formación (=Grado de regeneración de las especies típicas).
32. Capacidad de regeneración de las comunidades.
33. Índice de estrés hídrico en la especie dominante o codominante.
34. Caudal del curso.
35. Nivel freático.
36. Inventario de especies amenazadas.
37. Inventario de amenazas.
38. Conectividad entre manchas o fragmentos de vegetación.



- 39. Filtro verde.
- 40. Abundancia de macroinvertebrados y aves, así como la presencia de especies animales protegidas y endémicas.
- 41. Índice de calidad biológica de los cursos fluviales BMWP' (del inglés *biological monitoring working party*).
- 42. Presencia de insectos acuáticos protegidos y endémicos.
- 43. Presencia de aves protegidas.
- 44. Presencia de especies de vertebrados con particular interés.
- 45. Intensidad del ramoneo.

4. MARCO CONCEPTUAL

La valoración integral de la estructura y el funcionamiento de los espacios riparios como parte del sistema fluvial es una cuestión muy compleja, que implica el estudio de diversos atributos fundamentales, como la continuidad del corredor fluvial, las dimensiones (amplitud) del espacio ripario, la composición y estructura de la vegetación riparia, el grado de regeneración natural de las especies leñosas dominantes, la estabilidad de las orillas, la conectividad transversal de la ribera con el cauce y la permeabilidad y grado de alteración del relieve de las riberas (González del Tánago *et al.* 2006).

Cuando se trata del análisis del estado de conservación del parámetro 'Estructura y función' de los diferentes tipos de ecosistemas de ribera, esta misma perspectiva integradora debería ser la prevalente. Ahora bien, ante un enfoque más específico, orientado a la caracterización del estado de conservación de las comunidades vegetales que orlan los ríos, las variables más evidentes son las que tienen que ver con la composición y la organización estructural de la vegetación riparia. Estas variables inciden directa o indirectamente en la función de las comunidades, pero deben ser complementadas con otras que atiendan específicamente a la funcionalidad del sistema.

La valoración del estado de conservación de la vegetación riparia de una manera precisa solo puede conseguirse mediante la inferencia del tipo exacto de vegetación que puede llegar a desarrollarse en cada tramo de río. Esta deducción es a veces muy compleja, no siempre está exenta de controversias y depende, en gran medida, de la experiencia y conocimientos previos del personal que efectúa la valoración. En España esta situación se complica debido a la gran riqueza de formaciones riparias que se encuentran y a la variabilidad interna que presentan en función de las condiciones ambientales de cada zona natural (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007).

Para facilitar la valoración de la calidad de la cubierta vegetal han de emplearse indicadores contrastados de estructura y composición (Lara *et al.* 1996). Así, la altura y la densidad de la formación proporcionan a menudo datos fiables sobre el grado de desarrollo de la comunidad vegetal, mientras que la presencia o ausencia de ciertos grupos taxonómicos o ecológicos de especies son indicios claros de preservación o degradación. Esta es también la opción que se ha seguido para el desarrollo de diversos índices de valoración (González del Tánago *et al.* 2006; Magdaleno *et al.* 2010; Munné *et al.* 1998, 2003).



4.1. Algunas premisas ecológicas relacionadas con la conservación de las comunidades riparias españolas

Del estudio exhaustivo de la vegetación riparia española (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2007) se han podido extraer una serie de conclusiones relacionadas con el desarrollo natural de las comunidades vegetales ribereñas, que deben ser tenidas en cuenta a la hora de definir los estados de conservación y los métodos para determinarlos. Son, en síntesis, las siguientes:

1. En los ríos con caudal permanente, las formaciones más próximas al máximo biológico son generalmente de carácter arbóreo y denso. Las excepciones a esta regla las constituyen: a) los tramos de cabecera por encima de aproximadamente 1600 m de altitud (± 200 m dependiendo de la latitud y la exposición), donde suelen desarrollarse formaciones herbáceas o nanofanerofíticas (cervunales, brezales, etc.); b) los tramos excepcionalmente rocosos, donde los árboles aparecen dispersos y suelen dominar los grandes arbustos; y c) los segmentos del río que sufren fuertes avenidas ordinarias, donde se establecen comunidades arbustivas en las orillas, como orla protectora del bosque que se desarrolla algo más retrasado. Así pues, salvo en la alta montaña, la altura de las comunidades naturales no intervenidas es normalmente superior a los 2,5 m y cuentan, al menos, con un estrato arbustivo más o menos denso.
2. La composición florística de los diferentes tipos de vegetación riparia es muy variable y dependiente del clima, sustrato, zona biogeográfica y tipo de comunidad riparia estable. Sin embargo, hay una serie de rasgos comunes a la mayoría de las situaciones no intervenidas: a) abundan las herbáceas nemorales (plantas que requieren ambientes umbríos, generalmente saturados de humedad y constantes); b) son numerosos los arbustos y arbolillos; c) abundan los briófitos (musgos y hepáticas) en el suelo, las rocas y los troncos; d) las zarzas (*Rubus* spp.) ocupan únicamente el estrato lianoide, sin ser muy abundantes, además de los claros y bordes, donde pueden medrar; y e) faltan o son muy escasas las especies heliófilas y las más nitrófilas; la ausencia de plantas alóctonas, que suelen reunir estas características, puede ser un indicio de conservación.
3. A medida que la vegetación riparia se degrada se establecen formaciones leñosas más abiertas, de menor talla y con una composición alejada de la anteriormente descrita, en las que se aprecia: a) pérdida de especies nemorales, en particular de los helechos; b) incorporación al estrato arbustivo de especies espinosas y con menores requerimientos hídricos; c) pérdida de diversidad en el estrato briofítico (en especial escasean las hepáticas foliosas); d) aumento notable de la cobertura de zarzas en los estratos lianoide y rastrero; y e) notable incremento de la frecuencia de especies oportunistas, entre ellas las introducidas por el hombre.
4. En las áreas más cálidas y secas, como es el caso del Levante y gran parte de la mitad sur peninsular, los cursos de agua son a menudo de carácter temporal (ramblas y arroyos que se desecan en verano). En sus riberas el estado de máximo desarrollo corresponde a densas formaciones arbustivas dominadas por especies riparias xerotolerantes: *Tamarix* spp., *Nerium oleander*, *Vitex agnus-castus* o *Flueggea tinctoria*. Estos peculiares sotos riparios suelen también alcanzar alturas superiores a los 2,5 m, salvo en el caso de las formaciones de *F. tinctoria*, y son casi siempre densos cuando no están alterados. La composición de estas arbustedas se encuentra muy empobrecida de manera natural en especies ambientalmente exigentes (plantas mesófilas o higrófilas), por lo que no se pueden utilizar muchos de los criterios florísticos habitualmente empleados en la evaluación del estado de la vegetación riparia. Se puede recurrir



básicamente a criterios estructurales y funcionales para su catalogación. La degradación de la vegetación de las ramblas desemboca en la progresiva pérdida de densidad y reducción de la talla. Hay que advertir que estas formaciones arbustivas se encuentran también en cursos de agua permanente; en estos casos aparecen como comunidades secundarias que sustituyen a otras formaciones arbóreas o arbustivas, por lo que no se deben tratar como una situación especial (no corresponden a vegetación de rambla).

5. Un rasgo fundamental de la vegetación riparia es la disposición concéntrica de diferentes tipos de vegetación respecto al cauce. La diferenciación más notable se observa entre las comunidades que se encuentran en contacto o próximas al agua fluyente y las que se desarrollan en las vegas, donde la influencia del río es menos directa y de carácter temporal. Tradicionalmente, la vegetación de las orillas de los ríos ha sido menos afectada por el hombre debido a la inestabilidad de estos medios, no aptos para el cultivo, mientras que la vegetación de las vegas ha sido profundamente alterada o incluso destruida completamente. Esto es debido a que las vegas suponen medios idóneos para el establecimiento de huertos y otras explotaciones agrícolas y forestales, pues unen a su estabilidad la profundidad y riqueza de sus suelos y la accesibilidad al agua. Como consecuencia, en la actualidad se encuentran muy pocos ejemplos que conserven intacta la vegetación de la vega. Por otro lado, es la vegetación de las orillas la que más trascendencia tiene en la regulación de la dinámica hidrológica, por lo que parece adecuado que, a la hora de valorar el estado de la vegetación de un tramo, se centre la atención sobre ella. Sin embargo, no hay que perder de vista que la vegetación de vega tendría mucho peso en las funciones ecológicas asociadas a los bosques de ribera (corredor ecológico, filtro verde, microclima, etc.).

5. CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LAS VARIABLES DIAGNÓSTICAS

En España, la alta diversidad florística, geográfica, climática y de sustratos condiciona una gran riqueza y heterogeneidad de la vegetación riparia que prácticamente no tiene parangón en Europa. Además, los diferentes tipos de vegetación reconocidos llegan a ser muy dispares en cuanto a su estructura y composición.

Múltiples factores ambientales pueden afectar tanto a la variedad de tipos de vegetación riparia que se puede instalar en un área, como a la estructura de cada formación o a su composición florística. Los condicionantes más importantes de estos cambios de comunidades son: el tipo de régimen fluvial (continuidad del caudal, fuerza de las avenidas), el patrón termo-pluvial del área, la topografía del valle y de la cuenca, las dimensiones del cauce, la naturaleza física del sustrato (permeabilidad, aireación, dureza, etc.), la trofia o riqueza en sales del suelo y el agua, y los usos antrópicos (nivel de conservación). El efecto conjunto de estos factores hace que las características de las ripisilvas varíen y que lo hagan unas veces de manera gradual y otras bruscamente; a la vez, los cambios pueden ser efímeros o más o menos estables. Además, estos condicionantes ecológicos interactúan de manera compleja, por lo que resulta difícil encontrar indicadores que señalen de manera inequívoca que la vegetación se encuentra alterada por causas antrópicas. Mucho más complicado es identificar variables que resulten diagnósticas o indicadoras con carácter universal del estado de conservación del parámetro 'Estructura y función'.



La identificación de variables diagnósticas universales podría ser un hito destacado en el estudio de la vegetación ribereña. Sin embargo, dada la heterogeneidad de comunidades riparias presentes en España es difícil encontrar indicadores ecológicos absolutos. Más factible parece la definición de variables diagnósticas de amplio espectro, que resultan efectivas en el diagnóstico de diferentes tipos de vegetación que comparten ciertas características básicas. Así, el área ocupada y la densidad de la formación proporcionan datos fiables sobre el grado de desarrollo de la comunidad vegetal, mientras que la presencia o ausencia de ciertos grupos taxonómicos o ecológicos de especies son indicios claros de preservación o degradación. Al mismo tiempo, diversos aspectos como el mantenimiento de la biodiversidad o de la dinámica fluvial natural, nos hablan del adecuado funcionamiento de esas comunidades, independientemente de su grado de desarrollo.

A continuación, se agrupa a las diferentes variables, según se trate de variables estructurales, de composición o funcionales. Esta clasificación es fundamentalmente pragmática, pues no se puede perder de vista que diversas variables tienen cabida en más de una de estas categorías, ya que las relaciones entre la organización y la composición de los elementos son estrechas y ambas condicionan la función.

Paralelamente, se ha intentado categorizar cada variable de acuerdo con su calidad indicadora, teniendo en cuenta que pueden tener mayor o menor valor diagnóstico según el tipo de hábitat de que se trate. Así, mientras que en unos casos ciertas variables podrían ser útiles para reflejar estados básicos de conservación, en otras situaciones las mismas podrían servir únicamente para constatar cambios secundarios –más o menos importantes o sutiles– de esos estados básicos.

5.1. Variables diagnósticas estructurales

Cada tipo de comunidad posee una organización particular que varía en función del grado de desarrollo y madurez. Esta estructuración determina en buena medida las funciones propias de las formaciones y los ecosistemas. Por tanto, es de suma importancia conocer cuál es la estructura óptima de cada tipo de comunidad, cómo se ve alterada con la degradación (especialmente la de origen antrópico) y qué consecuencias tiene ello en el funcionamiento del ecosistema.

La estructura de las comunidades tiene consecuencias sobre su fisonomía, aunque el aspecto de un bosque o matorral está también determinado por la morfología de las especies dominantes. Las propiedades relacionadas con la apariencia de una formación suelen ser elementales y palpables y, por tanto, fáciles de medir, por lo que resultan muy eficaces como variables de seguimiento.

La organización de los elementos de cada formación también se traduce en una estructura interna particular. Esta suele ser más compleja de analizar, pero puede reflejar con más precisión las condiciones de desarrollo que otras variables más evidentes.

5.1.1. Variables de carácter fisonómico

Cobertura

La cobertura de la vegetación se ha destacado reiteradamente como una condición fisonómica de alto valor diagnóstico y representa, en consecuencia, uno de los aspectos de utilización más general para la



monitorización de las comunidades ribereñas. Sin embargo, es necesario analizar cuidadosamente las diferentes vertientes de esta cualidad para poder definir con precisión variables diagnósticas.

En primer lugar, es necesario poner de manifiesto que se trata de una medida a nivel local (en un espacio concreto o tramo de curso de agua) y, por tanto, bien diferente de la estimación del parámetro 'Superficie ocupada' que sirve como medida básica para la inferencia de la salud de un tipo de formación o de ecosistema a nivel de región biogeográfica.

En segundo término, hay que destacar que la posible utilidad de la cobertura de la vegetación para la monitorización se basa en el hecho de que, en las orillas y vegas de cauces permanentes o con estiaje, tanto las formaciones boscosas (alisedas, fresnedas hidrófilas, alamedas hidrófilas) como las arbustivas de talla alta (las diversas saucedas, loreras, etc.) tienden a conformar comunidades densas, en las que el estrato superior es fundamentalmente continuo. La reducción o apertura del dosel superior, cuando es amplia o repetida a lo largo del tramo, resulta un claro indicio de alteración, que raramente es debida a causas naturales. Sin embargo, conviene tener en cuenta que las comunidades propias de ramblas, instaladas en el propio lecho del curso de agua pueden ser irregularmente abiertas, de una manera natural, si las avenidas son intensas y frecuentes.

De lo anterior se deduce que bajo el epígrafe de cobertura se pueden tratar dos aspectos, que habitualmente son confundidos pero que cabría diferenciar: a) el espacio real ocupado con respecto al área de referencia (espacio potencial o espacio considerado) y b) la continuidad de la formación. De entre las variables recogidas en el apartado 3 (Metodología), las hay que claramente se refieren a uno u otro aspecto y otras que podrían considerarse más indefinidas, por tratar del estrato dominante sin referencia implícita a la continuidad o al área ocupada. A continuación, se discuten brevemente:

i. Relativas al espacio ocupado:

- Área ocupada real (con respecto a la potencial).
- Anchura media del bosque o soto ripario en cada orilla.

Ambas fórmulas se enfocan a cuantificar la superficie del espacio analizado que está ocupado por una formación determinada. Representan soluciones metodológicas diferentes y cada una de ellas podría resultar apropiada en diversas situaciones. La primera considera como referencia la superficie potencialmente ocupada por la comunidad, pero esta puede ser, en muchos casos, difícil de determinar de manera objetiva. Esta aproximación puede ser especialmente interesante en el caso de formaciones que se extienden por amplios espacios que pueden ser aproximadamente intuidos, como es el caso de la vegetación propia de las vegas.

La segunda alternativa no especifica área de referencia, por lo que solo puede emplearse en casos en los que se conoce la anchura normal óptima de la comunidad o si se establece un área de medida normalizada. Podría ser una aproximación eficaz aplicada a estimar la cobertura de comunidades lineares de las orillas de los ríos y arroyos, siempre que se puedan establecer franjas fijas de referencia (de un número concreto de metros de anchura) en cada margen a lo largo del tramo evaluado. Estas franjas fijas de referencia podrían variar en función del perfil del valle.

ii. Relativas a la continuidad:

- Continuidad longitudinal del bosque de ribera.



Este parámetro es aplicable a formaciones de organización lineal y, aunque se refiere a bosques, podría ser adoptado igualmente en formaciones arborescentes o arbustivas. En principio, no tiene en cuenta una anchura de referencia y se centra tan solo en la existencia de interrupciones en el cordón que constituiría una formación inalterada.

iii. Relativas a la cobertura del estrato dominante:

- Cobertura del estrato arbóreo.
- Cobertura forestal o porcentaje de cobertura de las especies leñosas.
- Cobertura de la(s) especie(s) dominante(s) que caracteriza(n) la formación.

La ventaja que podría reconocérsele a estas aproximaciones es que de una manera explícita se enfocan a determinar la cobertura de los elementos que determinan el aspecto de la formación. Sin embargo, se trata más bien de una especificación que, en el mejor de los casos, resultaría superflua, pues cualquier formación objeto de estudio será cuantificada gracias a la cobertura del estrato dominante, sin el cual pierde completamente su naturaleza y singularidad. En otros casos podría resultar innecesariamente restrictiva.

La primera de las propuestas resultaría válida tan solo para los bosques (alisedas, fresnedas, alamedas, etc.). La segunda formulación parecería más completa, si se refiere al dosel arbóreo en el caso de bosques o al dosel de arbustos y elementos superiores (más o menos dispersos), cuando se trata de formaciones arbustivas. Sin embargo, resulta ambigua, en tanto que se podría interpretar que en formaciones arbóreas la cobertura de arbustos de los claros debería ser cuantificada, cuando la cobertura total de especies leñosas no siempre es buen indicio de conservación de una comunidad. La cobertura general de leñosas podría ser un parámetro útil para valorar el estado de un tramo de río –pues el hecho de que los claros de una formación se hallen colonizados por especies leñosas de menor talla (que constituiría una comunidad diferente) es positivo de cara a la recuperación de la estructura original–, pero no el estado de un tipo concreto de vegetación, que es el problema que nos ocupa. Finalmente, el tercer enunciado resulta muy específico, en cuanto a que se refiere a la cobertura de las especies que dominan y caracterizan la formación. Aunque su intencionalidad es clara, su formulación podría llevar a malinterpretaciones, pues en determinadas formaciones intervienen de forma secundaria u ocasional, pero natural y no desdeñable, especies con porte similar al de la especie dominante, que podrían no ser tenidas en cuenta al calcular la cobertura.

Se considera que en conjunto se trata de variables indicadoras de muy amplio espectro y, por tanto, de gran utilidad diagnóstica. Pero, para evitar inconvenientes, se propone utilizar las variables con un enunciado preciso, aunque no restrictivo, adaptable a todo tipo de comunidades leñosas.

- **Espacio ocupado por el tipo de vegetación en una banda estándar junto a las orillas:** recomendable en comunidades de apariencia lineal, como bosques hidrófilos (alisedas, fresnedas hidrófilas, alamedas hidrófilas), en los que se tiene en cuenta la cobertura del estrato arbóreo. Podría también considerarse para formaciones de grandes arbustos de las orillas (saucedas, tarayales, loreras, etc.), basándose en la cobertura de leñosas (excepto caméfitos). Se debe definir la anchura de la banda de referencia para poder realizar la medida relativa.
- **Área real ocupada por el tipo de vegetación (con respecto al área potencial estimada):** recomendable en el caso de bosques y matorrales ligados a biotopos de anchura variable y fácil delimitación, como las vegas o el cauce menor de las ramblas.



- **Continuidad longitudinal del tipo de vegetación:** parámetro complementario de los anteriores. Contempla el grado de contacto o de dispersión de las manchas de un tipo de vegetación, independientemente de su extensión o anchura. Debe definirse el tamaño mínimo de la discontinuidad de acuerdo con las características propias de cada comunidad.

Altura

La altura de la formación es otra interesante variable a tener en cuenta. El hecho de que a medida que la vegetación riparia se degrada se establecen formaciones leñosas de menor talla y que la altura de las comunidades naturales no intervenidas de las orillas de cauces permanentes (excepto en la alta montaña) sea normalmente superior a los 2,5 m, es una observación útil para la evaluación del estado de las comunidades de carácter arbustivo o arborescente. Sin embargo, no resulta significativo para las formaciones arbóreas, por lo que en los bosques son preferidas otras variables dasométricas para la diagnosis del desarrollo. No quiere esto decir que la altura de los bosques no pueda relacionarse con su estado de conservación, pero su determinación y significación no siempre es sencilla de averiguar, pues la heterogeneidad ambiental o la historia pueden tener un papel determinante que podría dar lugar a importantes desajustes entre lo esperable y lo real (Zavala 2008). Por esta razón se prefiere limitar el valor de la altura a las comunidades dominadas por arbustos, pues en ellas, la no superación de una altura mínima resulta ecológicamente muy significativa.

La variable recogida en el apartado 3 (Metodología) y que se selecciona por su interés es:

- **Altura (moda) de la formación:** se refiere a la altura más frecuente de la formación en el tramo estudiado. Se podría entender que si la moda de la altura es inferior a la altura de referencia de la comunidad analizada (establecida en la caracterización de la comunidad, tras el estudio de numerosas localidades y situaciones), se le otorgaría un estado de conservación inferior al óptimo. Podría ser una buena opción, por sencilla de calcular y porque se ajusta bien al desarrollo de diversos sotos arborescentes y arbustivos. En el caso de los tamujares de las ramblas y algunas saucedas podría tratarse del parámetro de mayor relevancia para su valoración. Para cada comunidad se debería establecer una serie de intervalos de altura y asignarles un valor en función de su significación en relación con el grado de desarrollo.

5.1.2. Variables relacionadas con la estructura interna

La estructura interna de una comunidad refleja su grado de organización. Las formaciones, como los ecosistemas, evolucionan a medida que pasa el tiempo y tienden a enriquecerse y ganar en complejidad (Odum 1969). Por ello, resultan potenciales indicadores de madurez las variables que reflejan, directa o indirectamente, complejidad estructural o diversidad ambiental.

Estratificación vertical

Los bosques de ribera presentan una organización vertical compleja, formada, en su máximo desarrollo, por varios estratos: arbóreo, arborescente, arbustivo, herbáceo, lianoide y epifítico (este último de naturaleza fundamentalmente criptogámica en España). El hecho de que estén presentes todos los



estratos en una formación no es garantía de madurez. Sin embargo, la ausencia o el muy escaso desarrollo de alguno de los niveles constituyentes del sotobosque suele ser un indicio claro de la alteración del interior del bosque, por mucho que la cubierta arbórea se encuentre intacta. Por otro lado, la extremada abundancia de algunos elementos, como las lianas, suele estar correlacionada con la alteración del dosel superior, ya que el desarrollo anómalo se debe al incremento de luz que penetra en el bosque. En el extremo opuesto, un estrato epífítico muy desarrollado, con abundantes briófitos (musgos y hepáticas) y grandes líquenes con anchos talos sobre la corteza del tronco y las ramas de los árboles, es un síntoma evidente de calidad ambiental.

Todo esto es aplicable también a algunas comunidades arborescentes, como las loreras, las formaciones de ojaranzos y algunas saucedas (negras, canarias, etc.). Sin embargo, en muchas otras comunidades dominadas por arbustos, los patrones de estratificación vertical son diferentes, menos fácilmente asociables con la alteración, por lo que han de valorarse a través de otras variables.

Las únicas variables relacionadas con este aspecto recogidas en el apartado 3 son:

- Complejidad estructural de la vegetación o estructura de la comunidad. Parece un parámetro adecuado para seleccionar en la valoración de los bosques riparios, aunque es necesario definir cómo medir esta complejidad. Para ello hay que tener en cuenta que en la mayoría de los bosques bien desarrollados son numerosos los arbustos y arbolillos en su interior, las lianas pueden ser diversas, pero no tienen excesivo desarrollo bajo las copas y los epífitos son más o menos abundantes.
- Abundancia y calidad de briófitos o grandes líquenes epífitos. Este indicador es un aspecto particular del anterior. Su aplicación está más restringida, pues solo en los bosques riparios más mesófilos (los de la mitad norte y los más oceánicos del conjunto) se constituye un estrato epífítico bien notorio, incorporando incluso helechos o alguna angiosperma crasa. Por el contrario, en los territorios de clima más mediterráneo los epífitos resultan poco evidentes pues, en muchos casos, solo musgos y líquenes xerófilos son capaces de colonizar las cortezas. Por ello, no se considera que se deba utilizar este parámetro aislado, aunque su consideración en la estratificación vertical general resulta enriquecedora.

Puesto que la estructura de los bosques riparios tiene una componente vertical, pero también otra horizontal relacionada con la proximidad al agua fluyente, cabría especificar que la variable seleccionada se refiere únicamente a la organización vertical en estratos.

- **Complejidad de la estructura vertical de la comunidad:** aplicable en el caso de bosques y formaciones arborescentes. Tiene en cuenta la constitución adecuada de los diferentes estratos del sotobosque. Puede basarse en detalles, como, por ejemplo, que la aparición de lianas leñosas de gran diámetro es un buen indicio de la complejidad, sobre todo en las zonas más térmicas del territorio, y está relacionado con la estabilidad del bosque ribereño. Pero también se puede enfocar de una manera general, evaluando el grado de desarrollo de los estratos subarbóreos en su conjunto.



Madurez

Diversos criterios pueden ser utilizados para inferir la madurez de las formaciones, pero en su mayoría son indicadores de composición o están íntimamente relacionados con la funcionalidad, y preferimos tratarlos en tales apartados. Los aquí considerados son los que se podrían relacionar más claramente con la edad de las formaciones y con la diversidad ambiental en las mismas.

Los indicadores recogidos en el apartado metodológico son dos y ambos son seleccionados como variables de gran significación, aunque se aplican únicamente a formaciones arbóreas.

- **Diámetro medio del tronco de los árboles:** esta variable dasométrica básica está en clara relación con el grado de desarrollo del bosque y en ocasiones también con su edad media. Se estima midiendo una proporción significativa de troncos a la altura del pecho.
- **Presencia/abundancia de árboles con troncos de gran diámetro:** esta variable es complementaria de la anterior y es una aproximación a la diversidad asociada a los bosques maduros. Incluso en bosques manejados, con una edad media baja de la mayoría de los pies, la aparición de árboles viejos implica la existencia de microhábitats especiales y, potencialmente, de especies ligadas a ellos, más frecuentes en ambientes estables de formaciones añosas.

5.2. Variables diagnósticas de composición florística

Estructura y composición son aspectos íntimamente ligados. De hecho, la estructura de una comunidad vegetal puede describirse por su composición y la abundancia absoluta o relativa de cada especie (Zavala 2008). Sin embargo, se ha preferido separar en una categoría independiente a las variables que tratan sobre aspectos florísticos, unas veces más ligadas a la taxonomía (y por tanto a la riqueza y diversidad de especies) y otras más al ámbito ecológico (grupos de afinidad ambiental).

Cada tipo de formación riparia tiene una composición florística característica, aunque en absoluto fija, pues depende de las condiciones ambientales y del área en que se desarrolla. Así, la variabilidad florística que exhiben diversas comunidades es muy amplia (Lara *et al.* 2007) y puede ser debida a sutiles variaciones ecológicas, como leves cambios en la trofia de las aguas o microclimas locales, pero a menudo tiene que ver con el grado de desarrollo de la formación o con la alteración que sufren por la intervención humana.

Algunas tendencias básicas de cambio florístico pueden ser relacionadas, de manera general, con el grado de conservación de la estructura y función de las comunidades. Son fundamentalmente las expuestas en el apartado de premisas ecológicas. Es decir, con la degradación se pierden las especies y grupos más sensibles, las que necesitan ambientes más mesofíticos y estables, como las plantas nemorales, entre las que los helechos y los briófitos juegan un papel muy destacado. Paralelamente, aumenta la proporción de especies heliófilas y con menores requerimientos hídricos, especialmente zarzas y arbustos espinosos, así como la de especies oportunistas, que habitualmente viven en ambientes ruderales, y otros medios antrópicos, siendo especialmente significativa la aparición y abundancia de plantas alóctonas.



Además, en algunas comunidades cuya flora se conoce con precisión, la ausencia o aparición de otros grupos de especies puede utilizarse igualmente como indicio de su situación, más o menos alejada del óptimo de desarrollo.

5.2.1. Variables relacionadas con la pérdida o disminución de elementos sensibles a la degradación

Plantas nemorales

La abundancia de especies que requieren ambientes umbríos, generalmente saturados de humedad, es mayor en los bosques y sotos maduros que en los alterados de las mismas áreas. Pero, aunque en la mayoría de las comunidades bien desarrolladas abundan las herbáceas nemorales, su proporción puede ser muy diferente dependiendo de la mayor o menor aridez del clima. Por ello, para poder utilizar este indicador es necesario conocer los niveles habituales de plantas nemorales para cada tipo de formación vegetal y área geográfica. Así, en las comunidades más mesófilas del norte (alisedas, fresnedas hidrófilas montanas) el número de plantas nemorales es alto en las manifestaciones mejor desarrolladas y, aunque decrece a medida que son alteradas, pueden encontrarse algunas incluso en comunidades muy intervenidas. Por el contrario, en los bosques riparios de las áreas secas y cálidas del sur apenas se encuentran algunos ejemplos de plantas típicamente nemorales, que desaparecen inmediatamente con la alteración de los mismos.

La única variable general sobre las plantas nemorales recogida en el apartado 3 es seleccionada como buen indicador.

- **Abundancia de especies nemorales:** en cada tipo de formación deben establecerse los valores de riqueza específica o cobertura que resulten significativos en relación con el estado de conservación. En la Tabla 1 se incluye una relación de herbáceas típicamente nemorales presentes en los bosques y sotos de ribera de España.



Tabla 1 Relación de las herbáceas nemorales más significativas de los bosques riparios españoles. Fuente: elaboración propia.

Pteridófitos
<p><i>Anogramma leptophylla</i>, <i>Asplenium onopteris</i>, <i>A. sagittatum</i>, <i>A. scolopendrium</i>, <i>Athyrium filix-femina</i>, <i>Blechnum spicant</i>, <i>Culcita macrocarpa</i>, <i>Cystopteris</i> spp., <i>Davallia canariensis</i>, <i>Diplazium caudatum</i>, <i>Dryopteris</i> spp., <i>Equisetum hyemale</i>, <i>E. palustre</i>, <i>E. sylvaticum</i>, <i>Gymnocarpium</i> spp., <i>Hymenophyllum</i> spp., <i>Oreopteris limbosperma</i>, <i>Osmunda regalis</i>, <i>Phegopteris connectilis</i>, <i>Polypodium</i> spp., <i>Polystichum</i> spp., <i>Pteris</i> spp., <i>Selaginella denticulata</i>, <i>Stegnoграмма pozoi</i>, <i>Thelypteris palustris</i>, <i>Vandenboschia speciosa</i>, <i>Woodwardia radicans</i>.</p>
Angiospermas herbáceas (selección):
<p><i>Aconitum</i> spp., <i>Ajuga reptans</i>, <i>Allium ursinum</i>, <i>Anemone nemorosa</i>, <i>Aristolochia paucinervis</i>, <i>Brachypodium sylvaticum</i>, <i>Cardamine heptaphylla</i>, <i>C. impatiens</i>, <i>Carex pendula</i>, <i>C. sylvatica</i>, <i>Circaea lutetiana</i>, <i>Cochlearia megalosperma</i>, <i>Convallaria majalis</i>, <i>Chrysosplenium oppositifolium</i>, <i>Epipactis</i> spp., <i>Euphorbia amygdaloides</i>, <i>E. hirsuta</i>, <i>Festuca gigantea</i>, <i>Fragaria vesca</i>, <i>Galium broterianum</i>, <i>G. odoratum</i>, <i>G. rotundifolium</i>, <i>G. scabrum</i>, <i>Geranium robertianum</i>, <i>G. sanguineum</i>, <i>G. sylvaticum</i>, <i>Geum urbanum</i>, <i>G. sylvaticum</i>, <i>Hepatica nobilis</i>, <i>Holcus mollis</i>, <i>Hypericum androsaemum</i>, <i>H. humifusum</i>, <i>H. tetrapterum</i>, <i>H. undulatum</i>, <i>Lamium galeobdolon</i>, <i>L. maculatum</i>, <i>L. purpureum</i>, <i>Lapsana communis</i>, <i>Laserpitium</i> spp., <i>Lathraea</i> spp., <i>Lilium martagon</i>, <i>Linaria triornithophora</i>, <i>Listera ovata</i>, <i>Luzula</i> spp., <i>Lysimachia nemorum</i>, <i>Melica uniflora</i>, <i>Monotropa hypopitys</i>, <i>Myosotis nemorosa</i>, <i>Myrrhis odorata</i>, <i>Myrrhoides nodosa</i>, <i>Neottia nidus-avis</i>, <i>Oxalis acetosella</i>, <i>Paris quadrifolia</i>, <i>P. nemoralis</i>, <i>Polygonatum</i> spp., <i>Primula vulgaris</i>, <i>Prunella grandiflora</i>, <i>P. vulgaris</i>, <i>Pulmonaria affinis</i>, <i>P. longifolia</i>, <i>Pyrola minor</i>, <i>Ranunculus aconitifolius</i>, <i>Salvia glutinosa</i>, <i>Sanicula europaea</i>, <i>Saxifraga lepismigena</i>, <i>Scilla liliohyacinthus</i>, <i>Scrophularia auriculata</i>, <i>Scutellaria minor</i>, <i>Sibthorpia europaea</i>, <i>Spiranthes aestivalis</i>, <i>Stachys sylvatica</i>, <i>Teucrium scorodonia</i>, <i>Valeriana officinalis</i>, <i>V. pyrenaica</i>, <i>Viola</i> spp., <i>Wahlenbergia hederacea</i>.</p>

Helechos

La mayor parte de los helechos son propios de ambientes umbrosos y, de hecho, en este grupo se encuentran muchos ejemplos de plantas nemorales (Tabla 1). Sin embargo, no todos lo son, pues existen especies indiferentes a la intensidad lumínica, así como algunos más o menos xerófilos. Algunos, incluso, se pueden ver favorecidos por la alteración del medio, como sucede con el helecho común (*Pteridium aquilinum*).

En el apartado 3 aparece una variable específica sobre este grupo que resulta de gran interés:

- **Abundancia de helechos formadores de macollas:** se refiere a los grandes helechos que crecen con varias o numerosas frondes emergiendo de un solo núcleo, tan característicos de los bosques riparios. Aunque este indicador podría entenderse como redundante con respecto al anterior (Abundancia de plantas nemorales), es más bien un complemento de gran interés para el caso de algunos bosques. Por un lado, es de aplicación muy sencilla, pues se trata de cuantificar elementos vistosos de fácil diferenciación y no es preciso identificarlos taxonómicamente. Por otro, son plantas muy sensibles a la alteración del medio, especialmente cuando las condiciones ambientales resultan rigurosas, de forma que, en las zonas más continentales o secas de la Península, solo se desarrollan en bosques densos en los que el tránsito humano por el sotobosque es muy limitado. Desafortunadamente, su utilización como indicadores queda restringida a las formaciones arbóreas y arborescentes que se desarrollan en cursos de caudal continuo, que no se desecan en verano, como por ejemplo las diversas alisedas.



En los bosques de las orillas de cursos que sufren fuertes estiajes pueden no vivir grandes helechos incluso en las mejores condiciones naturales de desarrollo, por lo que este indicador no es aplicable.

Briófitos

Otro tipo de plantas terrestres que sirven como indicadores de condiciones favorables son los briófitos. Se trata en realidad de tres grupos diferentes de plantas (musgos, hepáticas y antocerotas), que comparten similares estrategias reproductoras y fisiológicas. Como organismos poiquilohídricos que son, no regulan eficazmente la pérdida de agua, por lo que predominan en ambientes húmedos y umbrosos, en los que el estrés hídrico es escaso. Pese a estas generalidades, muy diversas especies de musgos y algunas hepáticas son ampliamente resistentes a la desecación e incluso compiten eficientemente en ambientes habitualmente secos. Sin embargo, las hepáticas solo son diversas y abundantes en condiciones de alta humedad, especialmente con escasa iluminación, y esos mismos ambientes facilitan grandes recubrimientos de musgos. Las antocerotas tienden a comportarse como las hepáticas, pero son un grupo poco representado y diverso. Todos los briófitos resultan también muy sensibles al pisoteo y la nitrificación del medio. Por ello, la alteración del bosque ripario daña indefectiblemente la cubierta briofítica.

En los bosques riparios menos modificados, los briófitos tapizan el suelo y las rocas, sobre todo en las proximidades del agua, y pueden colonizar igualmente los troncos y ramas de los árboles. Sin embargo, los ambientes epifíticos son los que más sufren la falta de agua, por lo que, como ya se ha señalado anteriormente, no siempre presentan un buen desarrollo muscinal en bosques maduros, pues el clima regional puede limitarlo. Por el contrario, el suelo de las orillas y las rocas que afloran tanto en el cauce como en la ribera tienden a presentar una cubierta más o menos importante de musgos y hepáticas, que se puede denominar estrato briofítico. Este no es igualmente evidente en todos los bosques, pues también es dependiente del estrés hídrico ambiental, pero en cada tipo de formaciones está dominado y caracterizado por grupos y biotipos diferentes de briófitos. Mientras que en los bosques hídricamente más favorecidos, como suelen ser los de la región atlántica, dominan las hepáticas talosas y foliosas y los grandes musgos pleurocárpicos y algunos acrocárpicos, en los bosques mediterráneos y macaronésicos de áreas secas, son los más humildes musgos acrocárpicos y algunas hepáticas talosas los que predominan, mientras que desaparecen casi completamente las hepáticas foliosas. En cualquier caso, la alteración de las comunidades riparias condiciona la pérdida de cobertura y diversidad en el estrato briofítico.

Se han recogido dos variables relacionadas con el estrato briofítico, la segunda de las cuales resulta de especial interés como indicador del estado de conservación del parámetro 'Estructura y función'.

- Abundancia de hepáticas en cualquier estrato. Las hepáticas son el grupo de briófitos más sensible a la humedad, por lo que no es raro que hayan sido propuestas como indicadoras del estado de conservación de los bosques riparios. Resultan, como ya se ha indicado, muy abundantes en los bosques más húmedos, por lo que su utilización para la evaluación de las formaciones de las regiones atlántica y alpina tiene una base sólida. No es así en las regiones mediterránea y macaronésica, en las que la proporción de hepáticas es muy dependiente de las condiciones climáticas locales. Por otra parte, la utilización específica de las hepáticas y no de los briófitos en general, entraña dificultades de identificación y de estimación, a la vez que ofrece



resultados cuya significación ambiental no ha sido suficientemente estudiada. Por ello, se desestima la utilización de este parámetro siempre que se emplee el más general, expuesto a continuación.

- **Abundancia de briófitos (musgos y hepáticas) en suelo y rocas:** la cubierta general de briófitos es sensible a la alteración de la estructura del bosque, a través de cambios en las condiciones microclimáticas, a la vez que resulta negativamente afectada por el pisoteo y la nitrificación. Por ello se perfila como un indicador excelente en el caso de bosques y sotos arborescentes. Las comunidades arbustivas, mucho más iluminadas y menos estables hídricamente en su interior, resultan muy diversas y difíciles de evaluar con este indicador. Esta variable se puede medir de una manera simple, a través de la cobertura general en una banda inmediata a la orilla (con la desventaja de que fluctúa con el caudal y puede quedar temporalmente oculta) o bien a través de la frecuencia de manchas extensas de briófitos en suelo, rocas y bases de los árboles. Sin embargo, la exclusión por defecto del estrato muscinal epifítico es una limitación que convendría subsanar, pues en algunas comunidades (por ejemplo, las loreras) resulta característico y muy significativo de su buen desarrollo el profuso crecimiento de los briófitos sobre los troncos de los árboles.

Con el fin de conseguir una variable de mayor espectro, se propone utilizar la anterior, aunque con un enunciado menos restrictivo, abriendo la posibilidad a que sea también considerado el estrato muscinal epifítico.

- **Abundancia de briófitos (musgos y hepáticas):** su uso inequívoco queda restringido a las comunidades hidrófilas de áreas frescas y en cada caso deberán especificarse los sustratos (suelo, rocas, troncos) en los que es conveniente observar la variable, en función de su significación para la comunidad.

5.2.2. Variables relacionadas con la incorporación o incremento de elementos ligados a las perturbaciones

La transformación de origen antrópico de la estructura óptima de una formación riparia conlleva el incremento de luz incidente en el sotobosque, la alteración de las condiciones microclimáticas que mantienen una elevada humedad relativa, el aumento significativo de compuestos nitrogenados en el suelo y los daños físicos directos por pisoteo o sobrepastoreo. La alteración de las condiciones ambientales y de las relaciones ecológicas entre los componentes del bosque afecta negativamente a determinados grupos, pero también tiene como consecuencia el desarrollo desmesurado de algunos de los elementos naturales y la penetración de nuevas plantas que actúan como oportunistas. Los grupos ecológicos más claramente beneficiados son los constituidos por plantas heliófilas y por nitrófilas, mientras que los componentes ajenos más evidentes, y potencialmente dañinos, son las plantas alóctonas.

Plantas heliófilas

Algunas especies requieren o son más competitivas con altas intensidades de luz. Muchas de ellas son, además, muy resistentes a la desecación e incluso xerófilas. En las formaciones riparias de la España



húmeda las especies xerófilas apenas encuentran cabida, ni tan siquiera cuando la degradación avanza; sin embargo, la proporción de plantas heliófilas de carácter mesófilo sí experimenta siempre un incremento visible. En las comunidades riparias de áreas secas la alteración de la cubierta natural produce un incremento de heliófilas, entre las cuales típicamente hay especies xerófilas (por ejemplo, arbustos retamoides o espinosos, caméfitos microfílicos, etc.). Así pues, para evaluar los efectos de la alteración de la estructura, la estrategia más general en relación con las plantas heliófilas debería centrarse bien en el conjunto de todas las plantas heliófilas, o bien en las de carácter mesófilo, pues estas y no las xerófilas son las que están presentes de manera constante en las riberas. Por supuesto, solo tiene sentido su estimación en el caso de comunidades arbóreas y arborescentes, no en las comunidades arbustivas, donde el elemento heliófilo es el principal y casi único constituyente.

Las variables recogidas en el apartado 3 (Metodología) son dos y precisamente se refieren a aspectos generales. Sin embargo, las dificultades para el empleo de la primera y la sencilla aplicabilidad de la segunda, hacen que sea esta la que se considere más oportuna y útil en la valoración de la conservación.

- **Proporción de especies heliófilas:** la base teórica de esta variable no ofrece dificultades. Sin embargo, para su aplicación sería necesario determinar qué especies son claramente heliófilas y deben ser tenidas en cuenta. No hay que olvidar el hecho de que todas las lianas son intrínsecamente amantes de la luz y a la vez constituyen un elemento característico de las comunidades de las riberas. No se realiza aquí la selección aludida debido a la enorme cantidad de especies que deberían ser consideradas.
- **Abundancia de zarzas (*Rubus* spp.):** las zarzas son integrantes naturales y característicos del espacio ribereño. Son arbustos sarmentosos, con aguijones que emplean para defenderse de los herbívoros y, a modo de ganchos, para trepar por otras plantas leñosas en busca de la luz. Resultan además (especialmente *Rubus ulmifolius* y *R. caesius*) muy tolerantes a la nitrificación y se benefician de la actividad humana, que a menudo las libra de competidores. En los bosques ribereños bien estructurados pueden encontrarse diversas especies de zarzas, pero en el sotobosque no representan un elemento de importancia fisonómica; tan solo abundan en el borde exterior de estas formaciones, donde a menudo constituyen una orla protectora. Necesitan luz y humedad, por lo que son representantes evidentes del elemento heliófilo y mesófilo. Por ello, cuando un bosque o soto se desestructura, las zarzas invaden los claros y el estrato inferior de las zonas con cubierta alterada, gracias a su rápido crecimiento rastrero; a la vez, el desarrollo vertical de algunos turiones les permite conquistar el estrato lianoide. Así, un desarrollo excesivo de zarzas en el estrato inferior refleja de manera inequívoca el deterioro de la estructura óptima de la formación. La abundancia de tallos en el interior del bosque alcanzando el dosel superior refleja igualmente una alteración actual o, cuando se ha cerrado, reciente del mismo. La determinación del grado de cobertura de las zarzas en el interior de las formaciones es algo sencillo, por lo que resulta un indicador de gran valor en el análisis de la salud de las comunidades riparias de mayor complejidad.

Plantas nitrófilas

Las plantas amantes de los suelos nitrificados viven de manera natural en las riberas de los ríos, debido al continuo aporte de materiales arrastrados por el agua fluyente. En todos los tipos de comunidades riparias existe una mayor o menor proporción de nitrófilas, aunque en las formaciones boscosas no dominan a menos que el ambiente se encuentre sumamente deteriorado. Se trata pues, de un indicador



efectivo, cuyo valor puede sumarse al de otros para tratar de aquilatar el estado de conservación de las formaciones riparias.

La única variable recogida en el apartado 3, el porcentaje de taxones nitrófilos ligados a perturbaciones, parece completamente adecuada, aunque se prefiere emplear el recubrimiento como medida de abundancia.

- Cobertura de taxones nitrófilos ligados a perturbaciones.** En diversos tipos de bosques, cuando se encuentran bien desarrollados, las especies más nitrófilas son muy escasas. Por el contrario, cuando la presión antrópica es considerable suelen abundar las herbáceas nitrófilas. El empleo de esta variable no tiene por qué limitarse a bosques y sotos arborescentes, aunque es necesario tener en cuenta que en diversas comunidades arbustivas (saucedas y tarayales) la proporción de plantas nitrófilas puede ser naturalmente más alta. En la Tabla 2 se presenta una relación de las angiospermas nitrófilas más significativas. Además, hay que considerar que algunas familias están integradas predominantemente por especies herbáceas nitrófilas: amarantáceas (incluidas quenopodiáceas), compuestas, crucíferas, boragináceas, malváceas, papaveráceas y poligonáceas; gramíneas y umbelíferas cuentan también con numerosos representantes nitrófilos. La predominancia de estas especies y grupos en el estrato herbáceo de las comunidades riparias está en clara relación con la alteración antrópica.

Tabla 2 Relación de las plantas herbáceas nitrófilas más frecuentes en los ríos españoles. Fuente: elaboración propia.

Plantas herbáceas nitrófilas
<i>Andryala integrifolia</i> , <i>Arctium</i> spp., <i>Artemisia</i> spp., <i>Avena barbata</i> , <i>A. sterilis</i> , <i>Ballota nigra</i> , <i>Bituminaria bituminosa</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Bromus</i> spp., <i>Carduus</i> spp., <i>Carlina</i> spp., <i>Chelidonium majus</i> , <i>Chenopodium</i> spp., <i>Cichorium intybus</i> , <i>Cirsium</i> spp., <i>Conium maculatum</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Crepis foetida</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Dipsacus fullonum</i> , <i>Dittrichia</i> spp., <i>Ecballium elaterium</i> , <i>Echium plantagineum</i> , <i>Erucastrum nasturtiifolium</i> , <i>Eryngium campestre</i> , <i>Euphorbia peplus</i> , <i>Foeniculum vulgare</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Geranium rotundifolium</i> , <i>Hordeum</i> spp., <i>Lactuca serriola</i> , <i>Malva</i> spp., <i>Marrubium vulgare</i> , <i>Ononis spinosa</i> , <i>Onopordum</i> spp., <i>Papaver</i> spp., <i>Parietaria judaica</i> , <i>Picris</i> spp., <i>Piptatherum miliaceum</i> , <i>Plantago albicans</i> , <i>P. longifolia</i> , <i>P. coronopus</i> , <i>Poa annua</i> , <i>P. pratensis</i> , <i>Polygonum</i> spp., <i>Rubia tinctorum</i> , <i>Rumex</i> spp., <i>Salvia verbenaca</i> , <i>Scolymus</i> spp., <i>Senecio jacobaea</i> , <i>Silene vulgaris</i> , <i>Silybum marianum</i> , <i>Sisymbrium</i> spp., <i>Torilis arvensis</i> , <i>Trifolium</i> spp., <i>Urtica dioica</i> , <i>Verbascum</i> spp.

Plantas alóctonas

Algunas especies vegetales exóticas encuentran en las riberas uno de los medios naturales en los que poder instalarse con cierta facilidad. Ello es debido a que los ecosistemas riparios están sometidos a una continua variación, tanto en el espacio como en el tiempo. La ribera es dinámica debido a las avenidas periódicas y a los movimientos laterales del cauce, especialmente en los cursos medio y bajo. Las plantas alóctonas son, en el mejor de los casos, meras oportunistas que encuentran en los medios menos estables un lugar donde medrar. En los peores, los neófitos se convierten en invasoras que pueden competir con éxito frente a las especies nativas, llegando a desplazar definitivamente a algunas de ellas o incluso a modificar sustancialmente el ecosistema.



Las plantas introducidas representan alrededor del 12% del total (Sanz Elorza *et al.* 2004) y un 4% es considerado estrictamente ripario, aunque en las riberas más alteradas se establecen también muchas plantas consideradas propias de medios ruderales o viarios. El componente de alóctonas invasoras de la flora española es muy importante y se encuentra en continuo aumento (Sanz-Elorza *et al.* 2001).

El hecho de que especies alóctonas adquieran importancia en una formación ribereña, en diversidad o en cobertura, es un claro indicio de alteración antrópica.

En el apartado 3 (Metodología) se ha considerado una única variable:

- Porcentaje de taxones alóctonos o número de especies exóticas.

Su intencionalidad es clara pero su enunciado puede resultar confuso. Además, contempla a todas las plantas alóctonas en un único grupo, independientemente de que se comporten o no como invasoras y de los efectos derivados de ello. En consecuencia, se propone considerar a este tipo de plantas en dos variables diferentes y complementarias, aunque no necesariamente con un mismo valor indicador.

- **Cobertura de especies invasoras ingenieras de ecosistemas:** ciertas especies foráneas se consideran invasoras por su capacidad de establecerse y perdurar en las riberas extendiéndose más o menos rápidamente y, en algunos casos, de manera desmedida. Estas plantas desplazan a las constituyentes naturales del ecosistema ribereño y pueden afectar a unos o varios estratos del sotobosque. Solo algunas son capaces de desplazar o afectar gravemente a toda la comunidad. Se trata de las invasoras con mayor capacidad de expansión y carácter ingeniero, que llegan a transformar completamente el ecosistema, a veces de manera irreversible. La variable que aquí se propone se enfoca a analizar la cobertura de las manchas de estas especies, en concreto: *Arundo donax*, *Robinia pseudoacacia*, *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus*, *Acacia melanoxylon* y *A. dealbata*; además, en las vegas se considerará también a *Ailanthus altissima*.
- **Abundancia de otras especies alóctonas:** la ausencia de plantas alóctonas puede ser empleada como indicador de conservación, pero es más bien la presencia de ellas y, sobre todo, su importancia (número de ejemplares o diversidad) el indicio de que la formación se encuentra netamente alterada. Los niveles de significación en relación con la conservación deben ser establecidos para cada tipo de comunidad, pues no en todas ellas existe una misma inestabilidad natural. La mayor parte de las angiospermas introducidas en las riberas pertenecen a las familias *Asteraceae* (compuestas), *Poaceae* (gramíneas), *Fabaceae* (leguminosas), *Verbenaceae*, *Solanaceae* y *Salicaceae* (Doadrio & Aldeguer 2007). En la Tabla 3 se ha incluido la relación de las especies alóctonas más comunes.



Tabla 3 Relación de las plantas alóctonas más frecuentes en los ríos españoles. Fuente: elaboración propia.

Árboles
<i>Acer negundo</i> , <i>Ailanthus altissima</i> , <i>Cydonia oblonga</i> , <i>Gleditsia triacanthos</i> , <i>Ligustrum japonicum</i> , <i>Malus domestica</i> , <i>Morus</i> spp., <i>Platanus hispanica</i> , <i>P. orientalis</i> , cultivares de <i>Populus nigra</i> , <i>P. x canadensis</i> , <i>Salix babylonica</i> , <i>Sophora japonica</i> , <i>Ulmus pumila</i> .
Arbustos y lianas
<i>Araujia sericifera</i> , <i>Buddleja davidii</i> , <i>Cynanchum acutum</i> , <i>Fallopia dumetorum</i> , <i>F. baldschuanica</i> , <i>Lantana camara</i> , <i>Ligustrum ovalifolium</i> , <i>Lonicera japonica</i> , <i>Lycium barbarum</i> , <i>Opuntia</i> spp., <i>Parthenocissus quinquefolia</i> , <i>Salix viminalis</i> , <i>Tamarix parviflora</i> .
Herbáceas
<i>Achyranthes aspera</i> , <i>Ageratina adenophora</i> , <i>A. riparia</i> , <i>Amaranthus</i> spp., <i>Asparagus officinalis</i> , <i>Bidens</i> spp., <i>Colocasia esculenta</i> , <i>Coryza</i> spp., <i>Cortaderia selloana</i> , <i>Cyperus eragrostis</i> , <i>Datura</i> spp., <i>Digitaria sanguinalis</i> , <i>Impatiens balfouri</i> , <i>Lunaria annua</i> , <i>Lycopersicon esculentum</i> , <i>Mimulus</i> spp., <i>Oenothera biennis</i> , <i>Oxalis corniculata</i> , <i>O. pes-caprae</i> , <i>Paspalum</i> spp., <i>Phyla canescens</i> , <i>Phytolacca americana</i> , <i>Reynoutria japonica</i> , <i>Ricinus communis</i> , <i>Selaginella kraussiana</i> , <i>Setaria</i> spp., <i>Sporobolus indicus</i> , <i>Torylis japonica</i> , <i>Tradescantia fluminensis</i> , <i>Tritonia x crocosmiflora</i> , <i>Xanthium</i> spp.

5.2.3. Variables relacionadas con la alteración de elementos florísticos característicos concretos de comunidades riparias

Se han propuesto diversas variables indicadoras tomando como base la idea de que cada comunidad posee una composición florística característica. Fijan la atención en la alteración de la proporción de un elemento florístico concreto, pues tal cambio puede estar causado por una transformación antrópica de la estructura o función del tipo de vegetación analizado.

Estas variables resultan muy complejas de establecer pues, como ya se ha expuesto, las comunidades son generalmente muy variables en su composición. Su significación no es clara o al menos no está libre de controversias, dado que lo que se propone medir para correlacionarlo con el grado de desarrollo puede variar debido a causas enteramente naturales. Además, se trata de indicadores forzosamente muy específicos, pues las diferentes comunidades no pueden ser evaluadas en función de los mismos elementos florísticos, ya que su naturaleza es necesariamente diferente.

Todas las variables que se listan a continuación presentan esta problemática, por lo que no se consideran suficientemente adecuadas para su empleo generalizado en la valoración del estado del parámetro 'Estructura y función'. Sin embargo, no quiere ello decir que no sean variables útiles para poner de manifiesto cambios de composición significativos cuando se comparan con intervalos de valores normales.

- Porcentaje de taxones atlánticos.
- Presencia de especies de plantas vasculares del elemento húmedo templado-cálido (Pre-mediterráneas según Herrera 1992).
- Porcentaje de taxones mediterráneos (=Presencia de especies de plantas vasculares mediterráneas).
- Porcentaje de taxones hidrófilos.
- Porcentaje de taxones basófilos.



- Porcentaje de taxones acidófilos.
- Presencia de taxones paleotropicales.
- Presencia y cobertura de taxones termófilos (*Smilax aspera*, *Nerium oleander*, *Myrtus communis*, etc.).

5.3. Variables diagnósticas funcionales

Diversas características o factores están más directamente ligados con los procesos dinámicos que ocurren en el interior de los ecosistemas que con su estructura o composición. Se trata de variables que tienen que ver con las interacciones y relaciones de los organismos o con los movimientos de materia y energía (Naeem *et al.* 1999), aunque en muchos casos a través de una relación difusa. Por ejemplo, se puede interpretar que un número mayor de especies en un ecosistema le confiere mayor capacidad de recuperación (resiliencia), por lo que valorar la fitodiversidad o estimar la biodiversidad total puede proporcionar datos significativos en cuanto a la conservación.

Desde otra perspectiva, también se ha conectado la conservación con la alteración de las funciones o beneficios reconocidos para la vegetación de ribera. Así, por ejemplo, es bien conocido que la vegetación de ribera tiene gran efecto en la protección del suelo (Beeson & Doyle 1995), reduciendo su pérdida y estabilizando las orillas. Igualmente está implicada en la circulación del agua y la disminución del impacto de las crecidas, en la modificación del microclima, en la recarga de acuíferos, en la retención de sedimentos y materia orgánica, en la regeneración y limpieza del agua y los suelos (filtros verdes), así como en la creación de refugios para muchos organismos facilitando además su dispersión (corredor ecológico), de forma que contribuye igualmente a aumentar la riqueza biogeográfica de las diferentes áreas. No hay que perder de vista tampoco que los espacios riparios naturales se consideran como algunos de los ambientes más diversos, dinámicos y complejos de la porción terrestre del planeta (Naiman & Decamps 1997).

El grado de desarrollo de la vegetación ribereña (extensión, continuidad, complejidad vertical, etc.) tiene una importancia destacada sobre las principales funciones y servicios del ecosistema ripario (*sensu* Martín-López & Montes 2010) que, en síntesis, son las siguientes (González del Tánago & García de Jalón 2011; Naiman *et al.* 2005; Sterling 1996):

- Captación de sedimentos.
- Control del microclima y de la temperatura del agua de la corriente.
- Facilitación de conexiones biológicas en el paisaje.
- Filtro de nutrientes.
- Infiltración y recarga de los acuíferos.
- Mantenimiento de la biodiversidad.
- Provisión de hábitat y refugio para las especies terrestres y acuáticas.
- Purificación del agua.
- Reducción de la erosión.
- Regulación de las avenidas y disipación de la energía.
- Retención de propágulos de plantas.



- Suministro de materia orgánica a las cadenas alimentarias (acuáticas y terrestres).

Dado que estas funciones del espacio ribereño son de gran importancia en la dinámica del conjunto del sistema fluvial, es patente que el adecuado desarrollo de la vegetación de las riberas resulta fundamental para el buen funcionamiento de los ecosistemas ligados al río. El grado de desarrollo de la vegetación de ribera es, por tanto, una variable fundamental a considerar cuando se evalúa el estado de los ríos, y así ha sido entendido por la mayor parte de los autores que han diseñado índices encaminados a la valoración del estado fluvial (p. ej. González del Tánago *et al.* 2006; Magdaleno *et al.* 2010; Munné *et al.* 2003; Prichard *et al.* 1998).

Cuando lo que se trata de determinar es si un tipo de bosque o matorral tiene un estado de conservación óptimo o se encuentra degradado, como es el propósito del presente trabajo, hay que considerar en qué condiciones estructurales cumpliría mejor sus funciones naturales, pero también puede ser necesario evaluar directamente otros parámetros ligados a tales funciones. Así, junto a variables indicadoras estructurales y de composición, se puede recurrir a indicadores que informen sobre la alteración de la dinámica espacial y temporal o sobre la limitación de gradientes, vías de interacción o conexiones entre los componentes de la ribera y su entorno, procesos que las actividades humanas han reducido de forma generalizada en los sistemas fluviales (Naiman *et al.* 2005).

A continuación, las diferentes variables recogidas en el apartado 3 que tienen alguna relación con la funcionalidad de las comunidades vegetales riparias, se agrupan según la función ecológica con la que mejor se corresponden.

5.3.1. Variables relacionadas con la componente funcional de la biodiversidad

Solo se conoce de una manera rudimentaria el papel de la biodiversidad en el funcionamiento de los ríos (Malmqvist & Rundle 2002), pero se sabe que los ecosistemas riparios son a menudo lugares de concentración de la biodiversidad a escalas regional y continental (Naiman *et al.* 2005). Además, la diversidad de organismos que integran un determinado tipo de comunidad riparia es un factor esencial para la misma, pues distintos procesos ecosistémicos están controlados por la combinación de la actividad biológica de numerosas especies. Si bien no todos los componentes poseen la misma importancia en el desarrollo de tales procesos, los estudios realizados indican invariablemente que la productividad de los ecosistemas aumenta conforme lo hace la riqueza de especies y que, por el contrario, las tasas de actividad decrecen a medida que se reduce el número de especies de una comunidad (Hector & Bagchi 2007; Naeem *et al.* 1999). Además, hay evidencias claras de que las pérdidas de diversidad merman la estabilidad de los ecosistemas (Cleland 2011).

La mayor parte de los 'indicadores de biodiversidad' que se encuentran en la bibliografía referida a estudios de valoración de la calidad ambiental, no abordan directamente la diversidad biológica (especies, grupos, estructura o función de la comunidad), sino que se refieren indirectamente a la biodiversidad mediante medidas sustitutivas a escala paisajística, como el área del hábitat, los parámetros de gestión y las medidas de fragmentación. Además, la componente funcional de la biodiversidad raramente se contempla, aunque en ríos y bosques a veces es tratada (Feld *et al.* 2009).

Las variables que valoran la diversidad de especies que han sido consideradas en el apartado 3 (Metodología) son solo dos:



- Índice de calidad biológica de los cursos fluviales BMWF'. Este índice es un método biológico de evaluación de la calidad del agua basado en la diversidad de familias de macroinvertebrados acuáticos (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega 1988; Hellawell 1978). Es uno de los múltiples índices para evaluar el estado limnológico (Gamboa *et al.* 2008) y, aunque útil para evidenciar alteraciones en la calidad del agua, sus resultados no son extrapolables al estado de la estructura y función de las formaciones vegetales de las riberas.
- Riqueza total de especies. La constatación de la riqueza total de especies de una comunidad o ecosistema no es un objetivo factible, dada la multitud de organismos diferentes que están normalmente implicados. Su estimación se puede abordar a través de diversas aproximaciones (Chiarucci *et al.* 2011), ninguna de las cuales es absolutamente satisfactoria.

La estimación de la biodiversidad se realiza a menudo a través de aproximaciones basadas en el estudio de la riqueza de ciertos grupos biológicos en los que la diversidad de sus integrantes se puede correlacionar con la biodiversidad del ecosistema en el que viven. Muchos estudios han cuantificado la efectividad por la cual un grupo de especies puede actuar como subrogado de la diversidad de otros grupos o del conjunto. Aunque se ha propuesto que las aves, los coleópteros, las mariposas, las plantas leñosas y otros grupos de organismos (Kati *et al.* 2004) pueden servir como indicadores fiables de la biodiversidad, Wolters *et al.* (2006) llegaron a la conclusión, tras una amplia revisión de los datos publicados, de que ningún grupo ha demostrado ser un buen predictor universal o ni tan siquiera un indicador especialmente bueno de otros grupos taxonómicos. Pese a ello, la riqueza de plantas vasculares es destacada a menudo como una aproximación adecuada a la biodiversidad general, o al menos de la fitodiversidad, de un ecosistema (Saetersdal *et al.* 2003; Sauberer *et al.* 2004).

La evaluación de la biodiversidad suele ser estimada a través de la riqueza o la diversidad taxonómica pero también es posible hacerlo basándose en el componente genético, si bien este raramente ha sido considerado en los estudios realizados hasta el momento (Feld *et al.* 2009). Pese a ello, algunos trabajos recientes basados en *metabarcoding* destacan la eficiencia de esta tecnología como método rápido de evaluación de la diversidad (Ji *et al.* 2013) pues, aunque el método no destaca a todas las especies, podría resultar más completo, rápido y repetible que la determinación taxonómica. Por el momento es una técnica demasiado cara y compleja para el propósito aquí perseguido, pero no se descarta que en no mucho tiempo sea la aproximación preferida para evaluar el grado de biodiversidad de un ecosistema, entre otros el del espacio ribereño.

Adicionalmente, el componente funcional de la biodiversidad de un ecosistema podría ser evaluado a través de la llamada diversidad funcional, que se basa en la existencia de tipos funcionales. Un tipo funcional estaría formado por el conjunto de especies que tienen efectos similares en un proceso de un ecosistema específico o respuestas similares a las condiciones ambientales, y esta cualidad se infiere a través de los rasgos funcionales de las especies. Aunque los tipos funcionales pueden ser bastante útiles, puede ser muy difícil definirlos y cuantificarlos de forma efectiva (Hooper *et al.* 2005). Las dificultades para el análisis de la diversidad funcional y las dudas que existen sobre la correlación que hay entre diversidad de especies y diversidad funcional en los ecosistemas naturales, desaconsejan un uso generalizado de esta aproximación teórica.

Por todo lo anterior, la variable que aquí se propone como método de acercamiento a la biodiversidad de los bosques y matorrales riparios es:



- **Riqueza de plantas vasculares:** la elección de este grupo biológico, y de la riqueza como aproximación a la diversidad, es una cuestión práctica, pero también se basa en los resultados positivos obtenidos por diversos estudios y en la importancia de las fanerógamas y los pteridófitos como elementos dominantes de la vegetación riparia.

5.3.2. Variables relacionadas con la provisión de refugio

Proporcionar refugio y mantener la biodiversidad son funciones íntimamente relacionadas. De hecho, diversos estudios han propuesto considerar la abundancia de especies incluidas en listas de amenazas como parte de la aproximación a la diversidad.

Plantas, animales, hongos y todo tipo de microorganismos pueden encontrar en la vegetación de ribera un hábitat en el que poder sobrevivir, dadas las especiales condiciones de humedad que estos bosques y sotos proporcionan. En paisajes simplificados, como los que se observan en áreas con intensa actividad agro-ganadera y, especialmente, en áreas con importantes restricciones hídricas, como las que se dan en la región mediterránea, la función de refugio de la vegetación riparia adquiere una importancia capital.

Bajo este epígrafe se han agrupado aquellas variables relacionadas con la función ecológica de refugio de la fauna de la vegetación riparia. Estas variables pueden tener más que ver con la relevancia ecológica de un lugar que con el estado de desarrollo o conservación de la vegetación ribereña, por lo que se consideran un interesante complemento de los indicadores antes considerados, basados fundamentalmente en la componente botánica del ecosistema ripario.

- Abundancia de macroinvertebrados y aves, así como la presencia de especies animales protegidas y endémicas.
- Inventario de especies amenazadas.
- Presencia de insectos acuáticos protegidos y endémicos.
- Presencia de aves protegidas.
- **Presencia de especies de vertebrados con particular interés:** se cree que esta variable es la más adecuada para tener en cuenta, pues está enfocada a un grupo suficientemente heterogéneo de animales que pueden ser inventariados con relativa facilidad y, sobre todo, que se conocen especialmente bien, por lo que su estudio puede proporcionar datos completamente comparables a lo largo del tiempo y entre diferentes localidades (Possingham *et al.* 2002).

5.3.3. Variables relacionadas con la capacidad de regeneración de las comunidades riparias

Los espacios riparios son entornos dinámicos caracterizados por fuertes regímenes energéticos y una diversidad de procesos ecológicos y gradientes multidimensionales que, generalmente, condicionan una heterogeneidad ambiental elevada (Naiman *et al.* 2005). Las plantas dominantes de estos espacios (sauces, alisos, tarayes, etc.) son especies de carácter pionero, capaces de germinar y crecer en condiciones muy inestables y soportar las grandes avenidas periódicas de los ríos (Lara *et al.* 2007). El



efecto de estas avenidas, especialmente intenso cuando el régimen hidrológico no está alterado por infraestructuras que regulen el caudal, condiciona también la continua lesión natural y el rejuvenecimiento de las formaciones vegetales de las riberas. Por ello, la activa regeneración es una característica propia los bosques y matorrales riparios y en los sistemas más estables puede ser tomada como parámetro indicador de la vitalidad del ecosistema.

Las dos variables consideradas en el apartado 3 son:

- Capacidad de regeneración de las comunidades. Aunque su intención es clara, la formulación de la variable resulta demasiado general.
- Índice de regeneración de la(s) especie(s) dominante(s) que caracteriza(n) la formación (=Grado de regeneración de las especies típicas). En este caso, la variable se centra en las especies dominantes o típicas, lo que permite una estimación rápida. Sin embargo, de forma superficial se alude a un índice o grado, que debe ser matizado.

La variable que se propone recoge el sentido de las anteriores y tiene la siguiente formulación:

- **Abundancia de brinzales y juveniles correspondientes a las especies leñosas dominantes:** se trata de constatar si hay regeneración efectiva y en qué medida, a través de la valoración del número de plantas nacidas de semilla que tienen una altura superior a 0,5 m y un diámetro inferior a 5,0 cm.

5.3.4. Variables relacionadas con la existencia de limitantes ecofisiológicos

Se trata de variables que pueden evidenciar la existencia de condiciones ecológicas especiales que pueden incidir de manera decisiva en el estado de conservación.

- Índice de estrés hídrico en la especie dominante o codominante.
- Caudal del curso.
- Nivel freático.
- Intensidad del ramoneo.

Todas ellas se entienden como variables que recogen aspectos de interés, que pueden servir para matizar o relativizar las condiciones de desarrollo estructural y funcional de las comunidades. Sin embargo, su valor medido de forma puntual puede desviarse enormemente de la normalidad y, por tanto, no representar las verdaderas condiciones que determinan el desarrollo de la formación riparia. Para poder ser tenidas en cuenta se deben poder constatar tendencias a lo largo de periodos dilatados de tiempo o que los valores recogidos sean congruentes con otros indicios y con el valor de otros indicadores evaluados.

5.3.5. Variables relacionadas con la función de filtro verde

Desde hace más de un siglo se sabe del papel de las franjas ribereñas como filtros de nutrientes, absorbiendo de las aguas que fluyen de las cuencas agrícolas diversos compuestos antes de que accedan al cauce del río. La vegetación ribereña es especialmente eficaz en la filtración de nitratos. Además,



también pueden interceptar y retener los nutrientes del agua que fluye por el cauce que bordean (Naiman *et al.* 2005).

La importancia y la eficacia de esta función está relacionada con la extensión o amplitud de las franjas de vegetación ribereña, y este aspecto ya ha sido indirectamente evaluado en la variable estructural 'Área real ocupada por el tipo de vegetación (con respecto al área potencial estimada)'.

Además, es en buena parte dependiente de la posibilidad de acceso de las raíces de la vegetación al agua subsuperficial que se mueve hacia el cauce, ya que si pasa por debajo de la zona de enraizamiento las raíces no pueden acceder a los nutrientes. Esto sucede cuando los cauces sufren una excesiva profundización del lecho, lo cual sucede normalmente como consecuencia de la alteración del régimen hidrológico natural (González del Tánago & García de Jalón 2006). En realidad, el fenómeno afecta a todas las funciones relacionadas con la conectividad lateral, por lo que será tratado en el siguiente apartado.

La función de filtro verde está también influida por la presencia o ausencia de diferentes biotipos con distintos sistemas radicales. Igualmente, tiene que ver con la complejidad estructural de la vegetación de ribera, pero también está estrechamente relacionada con el estado de dinamismo de esta vegetación. Así, carrizales y otras comunidades herbáceas pueden ser muy eficientes como filtro verde por su activo crecimiento, pero también en comunidades leñosas complejas puede desarrollarse mucha actividad de crecimiento, con la consiguiente elevada captación de nutrientes. Esto pone en duda que el valor de filtro verde sea por sí solo un factor decisivo para valorar el estado funcional de un determinado tipo de comunidad riparia.

La única variable propuesta:

- Filtro verde.

No se supone eficaz para determinar el estado de conservación del parámetro 'Estructura y función', al menos más allá de lo que lo hace la evaluación de la conectividad y de la extensión de la vegetación, que indirectamente también consideran este parámetro.

5.3.6. Variables relacionadas con la conectividad y las funciones a ella asociadas

La vegetación de ribera tiene un carácter semiterrestre, transicional o ecotónica pues, aunque asentada en tierra firme, es influida regularmente por agua dulce, la cual en las avenidas llega a extenderse desde los bordes del cauce hasta las comunidades de las laderas (Naiman *et al.* 2005). La conexión entre los componentes acuático y terrestre también se da en sentido contrario, ya que en este espacio, por ejemplo, se captan los nutrientes de las aguas de escorrentía de la cuenca, con lo que se produce el filtrado de las aguas que alcanzan el cauce.

La vegetación de ribera ocupa de forma natural el espacio que el río anega de manera recurrente y más o menos periódica (llanura de inundación), favoreciendo el intercambio de agua, nutrientes, sedimentos y propágulos, esenciales para mantener la diversidad riparia (Junk 2005). Este es el espacio en el que se da la transición entre los tipos de hábitat acuáticos y terrestres, por lo que la vegetación de ribera puede representar un importante papel de amortiguamiento de impactos procedentes de la cuenca (por ejemplo, contaminantes de origen agrícola) o de ecotono (acogiendo especies de afinidad ecológica variada, permitiendo el acceso seguro al agua de animales forestales, etc.).



Por ello, en este apartado se aúnan variables que se refieren a dos vertientes bien diferentes de este espacio transicional: a) la constatación de la ausencia de impedimentos para el anegamiento periódico del sistema, que lo fertiliza y revitaliza (con semillas, sedimentos, nutrientes, etc.); y b) el contacto con formaciones naturales de las laderas que facilita el intercambio y trasiego de especies entre los ecosistemas terrestres y los más ligados al agua.

- Continuidad transversal del bosque de ribera. Este parámetro tiene una formulación confusa, pues no se sabe a cuál de las vertientes antes mencionadas de la continuidad transversal se refiere. Aunque en principio parecería que se trata de los contactos entre las formaciones vegetales de ribera y las de las laderas, la conectividad transversal se entiende normalmente como la influencia del río hacia la llanura de inundación (González del Tánago & García de Jalón 2006).
- Conectividad entre manchas/fragmentos de vegetación. El nivel de fragmentación del corredor de vegetación ribereña podría ser un indicador de su grado de degradación o del nivel de riesgo de perder ciertas especies que son intolerantes a los impactos humanos (González del Tánago & García de Jalón 2006). Sin embargo, este aspecto ya ha sido contemplado al seleccionar una de las variables estructurales: 'Continuidad longitudinal del tipo de vegetación'. No tiene en cuenta, sin embargo, la continuidad transversal o, lo que es lo mismo, el contacto lateral con las formaciones vegetales naturales de las laderas.

Las dos variables que proponemos para evaluar estos dos aspectos de la conectividad lateral son las siguientes:

- **Extensión del contacto entre la vegetación leñosa de ribera y la vegetación natural de las laderas:** se trata de constatar si el tipo de vegetación analizado se encuentra aislado de la vegetación natural (bosques o matorrales) de las tierras altas por cultivos u otros espacios antrópicos. Un contacto amplio entre los ecosistemas naturales del espacio ribereño y de las laderas permitiría el intercambio de biota sin restricciones, mientras que la reducción drástica del mismo, y mucho más su inexistencia, limitaría diversas funciones ecológicas del ecotono.
- **Importancia de las alteraciones que afectan a la topografía del espacio ribereño y al flujo hídrico natural:** es interesante constatar si el tipo de vegetación en estudio, independientemente de su grado de desarrollo y composición, mantiene inalterada la conexión con el río y no se ha modificado el flujo hídrico natural, lo que, *a priori*, garantiza su adecuado funcionamiento ecológico. Efectivamente, las inundaciones periódicas que anegan las llanuras aluviales permiten el intercambio de biota, sedimentos, materia orgánica y nutrientes inorgánicos entre los parches del paisaje. Al mismo tiempo, la energía cinética del agua de inundación es responsable de la remodelación periódica del área, causando procesos de erosión y deposición, creando nuevos ambientes para el reclutamiento de la vegetación, etc., que determinan la heterogeneidad física a diferentes escalas espaciales (González del Tánago & García de Jalón 2006; Poole 2002). Así pues, es especialmente importante constatar si las orillas no están sobre elevadas respecto al lecho del río, de forma que no existe restricción al desbordamiento del agua en las avenidas ordinarias. La existencia de motas artificiales, la incisión severa del cauce o su canalización representarían los extremos negativos de esta variable (González del Tánago *et al.* 2006).



5.4. Otras variables desestimadas

Algunas variables propuestas en el apartado 3 para la valoración de la vegetación ribereña no parecen tener una relación clara con el estado de conservación del parámetro 'Estructura y función', por lo que han sido excluidas para el seguimiento de las comunidades riparias. Son las siguientes:

- Inventario de amenazas. Las amenazas constituyen por sí mismas un parámetro diferente para la valoración general del estado de conservación.
- Abundancia de grandes macollas de cárices (p. ej. *Carex elata*) o de otros helófitos (p. ej. *Molinia caerulea*). Las grandes macollas de herbáceas son muy características de algunas comunidades riparias maduras (por ejemplo, alisedas continentales), por lo que se propuso que su abundancia podría estar en relación con el grado de desarrollo de esas formaciones. Se ha comprobado, sin embargo, que esto no es así, pues tales herbáceas pueden no aparecer en bosques de galería cerrados si la topografía del cauce y otras variables lo determinan y, por el contrario, pueden permanecer en el espacio ripario una vez que la vegetación leñosa ha sido desmantelada por causas naturales o antrópicas. No es, pues, un indicador viable para los propósitos que se persiguen aquí.

6. DESCRIPCIÓN Y PROCEDIMIENTO DE MEDIDA DE LAS VARIABLES SELECCIONADAS

En este apartado se describe con detalle cada una de las variables seleccionadas para la evaluación del parámetro 'Estructura y función' de los distintos tipos de vegetación riparia, exponiendo en cada caso cómo deben medirse (métrica, metodología, valores umbrales) y cuándo (periodicidad y, en su caso, época). Se establece además el espacio (tramos de río y parcelas) en el que debe medirse cada variable.

En total, han sido destacados 20 variables indicadoras por su adecuación y fiabilidad. Algunos son de empleo generalizado (aunque en pocos casos universal), mientras que otros solo resultan significativos para un tipo de hábitat concreto. Como puede verse en la Tabla 4, siete de las variables se refieren directamente a características estructurales, y todas ellas son indicadores de carácter positivo, ya que sus valores inferiores se correlacionan con estados deficitarios, mientras que los valores altos se asocian al buen desarrollo de la comunidad. Las siguientes ocho variables son de tipo florístico y, de ellas, las tres primeras son también indicadores de carácter positivo; las cinco restantes son, sin embargo, indicadores de carácter negativo, ya que se utilizan como síntoma de degradación, pues muestran valores altos en las situaciones más degradadas. Finalmente, se contemplan cinco variables funcionales, de las cuales las cuatro primeras son de carácter positivo mientras que la última señala deficiencias en la dinámica ecológica, más graves a medida que crecen los valores, por lo que es de carácter negativo.



Tabla 4 Relación y tipología de las variables seleccionadas, con indicación del ámbito espacial en que deben ser medidas cada una de ellas. Fuente: elaboración propia.

Tipo	Variable	Denominación	Carácter (positivo/negativo)	Espacio de medición
Variables estructurales	V ₁	Espacio ocupado por el tipo de vegetación en una banda estándar junto a las orillas	+	tramo
	V ₂	Área real ocupada por el tipo de vegetación (con respecto al área potencial estimada)	+	tramo
	V ₃	Continuidad longitudinal del tipo de vegetación	+	tramo
	V ₄	Altura (moda) de la formación	+	parcelas
	V ₅	Complejidad de la estructura vertical de la comunidad	+	parcelas
	V ₆	Diámetro medio del tronco de los árboles	+	parcelas
	V ₇	Presencia/abundancia de árboles con troncos de gran diámetro	+	parcelas
Variables de composición florística	V ₈	Abundancia de especies nemorales	+	parcelas
	V ₉	Abundancia de helechos formadores de macollas	+	parcelas
	V ₁₀	Abundancia de briófitos (musgos y hepáticas)	+	parcelas
	V ₁₁	Proporción de especies heliófilas	-	parcelas
	V ₁₂	Abundancia de zarzas (<i>Rubus</i> spp.)	-	parcelas
	V ₁₃	Cobertura de taxones nitrófilos ligados a perturbaciones	-	parcelas
	V ₁₄	Cobertura de especies invasoras ingenieras de ecosistemas	-	tramo
	V ₁₅	Abundancia de otras especies alóctonas	-	parcelas
Variables funcionales	V ₁₆	Riqueza de plantas vasculares	+	parcelas
	V ₁₇	Presencia de especies de vertebrados con particular interés	+	parcelas
	V ₁₈	Abundancia de brinzales y juveniles correspondientes a las especies leñosas dominantes	+	parcelas
	V ₁₉	Extensión del contacto entre la vegetación leñosa de ribera y la vegetación natural de las laderas	+	tramo
	V ₂₀	Importancia de las alteraciones que afectan a la topografía del espacio ribereño y al flujo hídrico natural	-	tramo

Como regla general, las variables deben ser medidas durante el periodo vegetativo. Esto es especialmente importante en todas aquellas que implican cobertura, pues la mayor parte de la vegetación riparia leñosa está dominada por especies caducifolias. Por otra parte, casi todas las variables de composición florística deben ser estimadas en momentos de máxima floración, normalmente coincidentes con el final de la primavera y el comienzo del verano (junio-julio); tan solo en las áreas más térmicas y secas del sudeste ibérico y en las islas Canarias orientales, podría ser conveniente analizarlas



durante la primavera (abril-mayo). Por último, es conveniente evitar los momentos en los que el caudal sobrepasa el nivel de cauce lleno (*bankfull*), ya que pueden quedar parcialmente ocultas las coberturas de briófitos y de helechos de las orillas, dos variables florísticas clave para diversos tipos de hábitat forestales de las riberas.

Para todas las variables, la periodicidad de evaluación recomendada es de seis años.

6.1. Ámbito espacial de medida de las variables

Las características espaciales de los diferentes tipos de vegetación riparia son muy variadas. En unos casos se trata de formaciones lineares que se desarrollan tan solo en las inmediaciones del cauce menor, como sucede con los bosques de galería (por ejemplo, alisedas) o con los cordones de sauces arbustivos inmediatos al agua fluyente. En otros casos, la comunidad riparia se instala directamente sobre el lecho del cauce menor, ocupándolo en todo o en parte, como es típico de la vegetación que puebla las ramblas (adelfares, tarayales, etc.). Así mismo, hay comunidades que se desarrollan fundamentalmente, y de manera más o menos parcheada, en los sedimentos inestables de las orillas, barras e islas y en los interfluvios de ríos trenzados, como sucede con las mimbreras y las choperas de guijarrales. Por último, existen matorrales y bosques que pueblan los sedimentos estabilizados del cauce mayor, constituyendo la vegetación de las vegas, que es típicamente variable en anchura y a menudo de estructura o composición heterogénea. Además, cada una de las variables que tratan de evaluar el estado de la estructura y función de esas comunidades ofrece peculiaridades que aconsejan su medición en ciertas condiciones y no en otras, relativas al área de la superficie de muestreo, su forma y su situación. Por ello, para el conjunto de la vegetación riparia se ha concebido un sistema espacial de medición doble, que contempla los aspectos antes expuestos.

Los enclaves de valoración inicial y de seguimiento de las diferentes comunidades, incluidas las localidades de referencia, serán tramos de cursos de agua de 0,5 km de longitud (medido a lo largo de la línea media del cauce principal), cuyos límites superior e inferior serán fijos y se establecerán en función del tipo de comunidad y estado inicial que se pretenda monitorizar. Algunas variables se evaluarán a lo largo de todo el tramo, mediante transectos lineares o de anchura adecuada al tipo de vegetación y a las características de la variable (señalado como 'tramo' en la Tabla 4). Sin embargo, la mayoría de las variables serán evaluadas a través de parcelas de muestreo (indicado como 'parcelas' en la Tabla 4), que serán ubicadas a lo largo del tramo de manera sistemática o preferencial, según los casos, siempre conteniendo la comunidad a evaluar. En cada enclave se establecerán cuatro parcelas de 50×5 m cada una y su posición será fija (tomando con precisión la posición de la esquina superior izquierda) para el seguimiento a lo largo del tiempo. Para poder evaluar cada variable en el conjunto de la localidad, de estas cuatro parcelas se obtendrán valores medios o acumulados según los casos. La posición inicial de las parcelas se determinará tras un examen del terreno, de manera que se analice una porción representativa de la comunidad y se recoja una parte significativa de su variabilidad local. En el caso de comunidades uniformemente desarrolladas a lo largo del tramo, las parcelas se establecerán de manera sistemática: por ejemplo, dos a lo largo de cada orilla en el caso de comunidades que quedan limitadas a las márgenes de un cauce único, o cuatro homogéneamente dispersas a lo largo del cauce en comunidades de rambla que las pueblen extensivamente (Figura 1).



Solo en el caso de comunidades cuyas manifestaciones pueden ser naturalmente menos extensas (loreras, ojaranzales o alocares), los tramos podrán ser de longitud menor, acomodándose a la extensión del bosque o matorral; ello condicionará el número y ocasionalmente el tamaño de las parcelas que se podrán establecer en su interior, que deberá reducirse y considerarse de manera proporcional. De la misma forma se deberá proceder con los umbrales de valoración, que se adaptarán de manera proporcional.

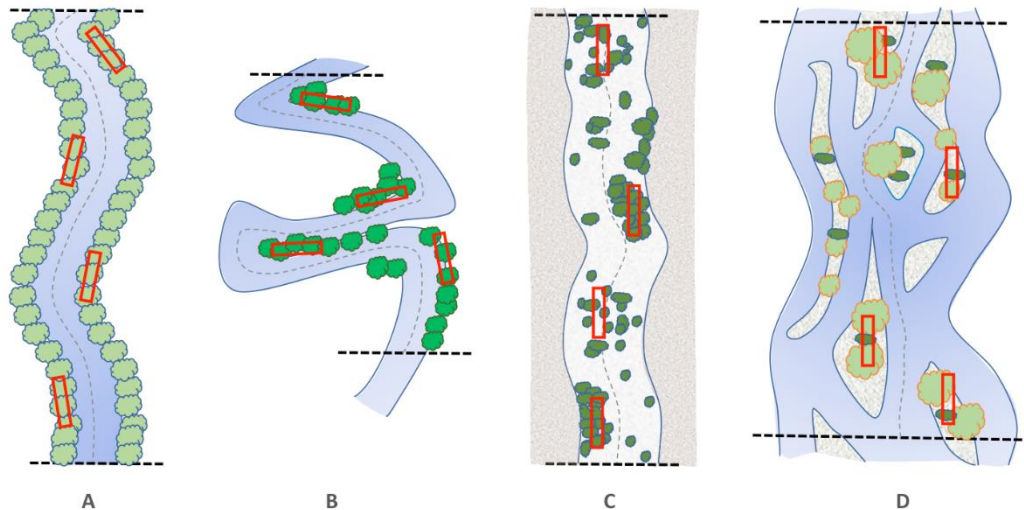


Figura 2 Delimitación del tramo (0,5 km) y situación de las cuatro parcelas de 50x5 m (rectángulos rojos) en cuatro situaciones hipotéticas. **A:** bosque de galería (p. ej. aliseda) uniforme en ambas orillas de un río. **B:** bosque hidrófilo discontinuo (p. ej. alameda) en tramo meandriforme. **C:** vegetación arbustiva (p. ej. adelfar) sobre el lecho de una rambla. **D:** bosques abiertos (p. ej. choperas de guijarrales) sobre sedimentos inestables del cauce mayor en un río trenzado. Los elementos de los esquemas no aparecen a escala. Fuente: elaboración propia.

6.2. Variable V₁ - Espacio ocupado por el tipo de vegetación en una banda estándar junto a las orillas

Esta variable es de medición relativamente sencilla y resulta especialmente significativa para la valoración de comunidades de organización linear. Ha sido, por tanto, considerada en el caso de los diferentes bosques hidrófilos: todos los tipos de alisedas y fresnedas, alamedas hidrófilas, saucedas blancas y abedulares riparios. Se considera que cuando están bien desarrollados estos bosques que pueblan las márgenes de los ríos, se extienden un mínimo de 5 m desde el borde del agua (en nivel de cauce lleno), por lo que se establece esta como la anchura de la banda estándar en cada una de las dos orillas. Esta variable también se considera apropiado para evaluar las comunidades arborescentes dominadas por *Rhododendron ponticum* (ojaranzales), pero en este caso la anchura de la banda estándar es de 2 m.

La extensión de referencia es, en la mayoría de los casos, la longitud total de la suma de las dos orillas del tramo evaluado (1000 m). Sin embargo, deben considerarse únicamente aquellos espacios en los que es posible el desarrollo de la comunidad, por lo que a la longitud total habrá que restarle los intervalos del tramo en donde la potencialidad corresponde a otra comunidad leñosa (por ejemplo,



saucedas permanentes, debido a la topografía del valle) o solo cabe encontrar roca desnuda. El porcentaje de la longitud de referencia donde la comunidad ocupa por completo la banda estándar, es el valor que sirve como indicador de su grado de desarrollo.

Métrica: porcentaje (%) de ocupación de la banda estándar. Se refiere a la proporción de la longitud total (ambas orillas) en que la comunidad ocupa completamente la anchura de la banda estándar, considerando únicamente la longitud en la que es posible el desarrollo de la comunidad.

Procedimiento estandarizado de medición: todas las medidas se tomarán sobre el terreno. Se establecerá la longitud del espacio de las orillas en las que la comunidad no podría desarrollarse de forma natural, restándosela a la longitud de las márgenes del tramo (1000 m) para obtener la longitud total de referencia (L_R). Se determinará luego la longitud de las márgenes en las que la comunidad analizada cubre completamente la banda estándar (5 m de anchura desde la orilla; 2 m en ojaranzales), sumando todos aquellos intervalos en que se observe esta situación, lo que proporcionará la longitud de ocupación de la banda estándar (L_O).

El valor de la variable será $V_1 = 100 L_O / L_R$

Definición de valores umbrales:

- Favorable: valores $\geq 80\%$.
- Desfavorable-inadecuado: valores entre 31% y 79%.
- Desfavorable-malo: valores $\leq 30\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.3. Variable V_2 - Área real ocupada por el tipo de vegetación (con respecto al área potencial estimada)

En los casos en que no es posible una aproximación sencilla al porcentaje de espacio practicable que la formación analizada deja de ocupar, es necesario estimar cuáles son las áreas de ocupación real y potencial de la misma. Esta variable se aplica, de forma alternativa a la anterior, en el caso de bosques y matorrales ligados a biotopos de anchura muy variable, como es el caso de las formaciones arbustivas de rambla, diferentes saucedas arbustivas y choperas de guijarrales, además de las comunidades propias de las vegas.

Métrica: porcentaje (%) de recubrimiento. Se refiere a la proporción de área potencial que realmente es ocupada por la formación analizada.

Procedimiento estandarizado de medición: las medidas de superficie deben realizarse a partir de ortofotografías, previa comprobación exhaustiva de las manchas de vegetación y de los diferentes biotopos sobre el terreno. Se determinará la superficie total ocupada (S_O) por la comunidad analizada, mediante la suma de las áreas de todas las manifestaciones de la misma en el tramo (sea cual sea su nivel estructural). Posteriormente, se estimará la superficie potencial no ocupada (S_{PNO}) sumando el área de todos los espacios que se consideren ecológicamente apropiados para el desarrollo de la comunidad y en los que esta no existe en el momento del análisis. Para ello se tendrán en cuenta las afinidades y



limitaciones ecológicas de la comunidad analizada, así como las comunidades que habitualmente la sustituyen en la serie sucesional temporal.

El valor de la variable será $V_2 = 100 S_0 / (S_0 + S_{PNO})$

Definición de valores umbrales:

- Favorable: valores $\geq 80\%$.
- Desfavorable-inadecuado: valores entre 31% y 79%.
- Desfavorable-malo: valores $\leq 30\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.4. Variable V_3 - Continuidad longitudinal del tipo de vegetación

Variable de amplia utilización, ya que complementa y matiza a las dos anteriores. Se centra en la existencia de interrupciones no naturales y de suficiente entidad (lo que depende de la estructura óptima de cada tipo de vegetación) a lo largo del tramo. En comunidades lineares analiza las discontinuidades (claros, espacios sin cobertura), que pudieran existir en el encadenamiento o cordón que formaría en condiciones naturales el estrato dominante (arbóreo o arbustivo). En el caso de comunidades que se extienden por los depósitos fluviales del lecho mayor o por el cauce de las ramblas, la variable trata de cuantificar la proporción del tramo en que la formación analizada está ausente, mediante la suma de los intervalos longitudinales con presencia de tal formación (Figura 2).

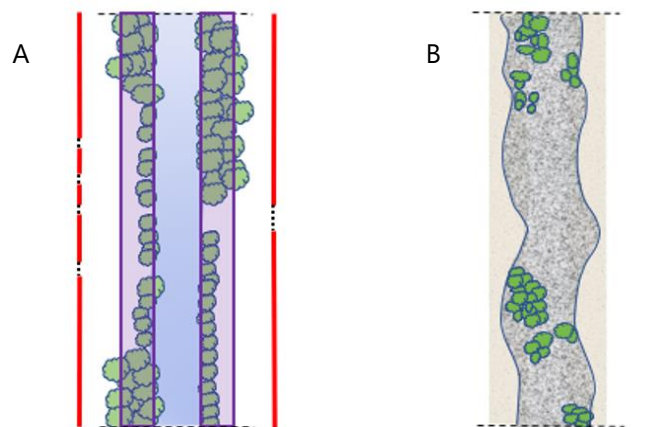


Figura 2 Cuantificación de la variable V_3 en dos situaciones hipotéticas. Se calcula también las variables V_1 o V_2 , según los casos, para plasmar el carácter complementario de las mismas, con respecto a V_3 , en la valoración de la estructura de una comunidad a lo largo del tramo. **A:** comunidad ribereña de carácter hidrófilo y organización lineal (p. ej. aliseda); el valor de V_3 (95%) correspondería a una situación favorable, mientras que el de la variable V_1 (45%) indica que es desfavorable-inadecuado. **B:** vegetación arbustiva (p. ej. adelfar) sobre el lecho de una rambla; desde la perspectiva de superficie de ocupación ($V_2 = 20\%$) se estaría ante un escenario desfavorable-malo, mientras que el valor de V_3 (50%) matiza la situación al considerar que la continuidad estaría en el intervalo desfavorable-inadecuado. En ambos casos se supone que todo el espacio podría ser ocupado potencialmente por la formación analizada. Las franjas moradas representan la banda estándar de 5 m de anchura para el cálculo de V_1 . Los intervalos longitudinales con vegetación continua se representan mediante las barras de color rojo (en negro, las discontinuidades). Fuente: elaboración propia.



En el caso de los bosques hidrófilos de organización lineal, las comunidades con óptimo desarrollo mantienen, en la mayoría de los casos, un contacto continuado de las copas, que puede interrumpirse de manera natural en partes concretas del tramo por la topografía o afloramientos rocosos. Sin embargo, algunas formaciones son de carácter más irregular o abierto, por lo que en ellas debe definirse un tamaño mínimo de discontinuidad.

En cuanto a los matorrales y bosques ligados a biotopos de anchura muy variable, el contacto entre las coronas de los arbustos o árboles del estrato dominante no se da en todas las situaciones de óptimo desarrollo. En todos los casos es necesario definir un tamaño mínimo de discontinuidad.

En la cuantificación de los espacios, no se considerarán las discontinuidades de carácter natural, como, por ejemplo, las áreas rocosas no susceptibles de ser colonizadas por la vegetación en estudio, o bien, las zonas sin cobertura vegetal por la exposición a avenidas constantes o por recientes desprendimientos en las orillas.

Métrica: porcentaje (%) de longitud del tramo. Se refiere a la proporción en que la formación analizada es continua a lo largo del tramo.

Procedimiento estandarizado de medición: las estimaciones deben realizarse a partir de ortofotografías, previa comprobación exhaustiva de las manchas de vegetación y de los diferentes biotopos sobre el terreno. Se determinará en qué intervalos la comunidad se desarrolla de manera continua (Figura 2) y la suma de ellos representará la longitud total con formación continua (L_C). La longitud total de referencia (L_R) será diferente en comunidades desarrolladas en ambas márgenes (longitud de ambas orillas, 1000 m) que en comunidades desarrolladas en el cauce de las ramblas o en los interfluvios de los ríos trenzados (longitud del tramo, 500 m). A estas extensiones será necesario restar la del conjunto de los posibles intervalos longitudinales en los que la comunidad no podría desarrollarse de forma natural. En las diferentes formaciones se define un tamaño mínimo de discontinuidad.

- Bosques hidrófilos de organización lineal.
 - En el caso de todos los tipos de alisedas y de fresnedas hidrófilas, así como en las alamedas hidrófilas, se atenderá a todas las situaciones en las que se pierde la continuidad del dosel arbóreo, es decir, el contacto entre las copas.
 - Con los abedulares riparios se procederá de igual manera, observando las pérdidas de contacto entre copas. Sin embargo, dado que este tipo de bosque ripario puede tener una estructura abierta cuando se instala en ríos montanos de régimen torrencial, solo se considerarán en tales situaciones las discontinuidades superiores a 5 m entre las copas de los árboles.
 - Para ojaranzales no se tendrán en cuenta los claros entre las coronas inferiores a 2 m.
 - Para las saucedas blancas, el tamaño mínimo de la discontinuidad entre las copas de los árboles será de 5 m.

- Matorrales y bosques ligados a biotopos de anchura muy variable.
 - En el caso de los bosques de vega se considerará que las copas deben entrar en contacto.
 - Para las choperas de guijarrales, el tamaño mínimo de la discontinuidad entre las coronas de árboles y arbustos será de 5 m.



- En el caso de los diferentes tipos de saucedas arbustivas y de formaciones arbustivas de rambla, los claros entre las coronas del matorral no serán inferiores a 2 m para poder ser considerados.

El valor de la variable será $V_3 = 100 L_C / L_R$

Definición de valores umbrales: son algo diferentes según la organización de los diferentes tipos de vegetación.

- Bosques hidrófilos de organización linear (alisedas, ojaranzales, fresnedas hidrófilas, alamedas hidrófilas).
 - Favorable: valores $\geq 80\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: valores entre 26% y 79%.
 - Desfavorable-malo: valores $\leq 25\%$.
- Bosques de vega.
 - Favorable: valores $\geq 80\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: valores entre 21% y 79%.
 - Desfavorable-malo: valores $\leq 20\%$.
- Resto de bosques y matorrales (choperas de guijarrales, saucedas blancas, y los tipos de saucedas arbustivas y formaciones de ramblas).
 - Favorable: valores $\geq 75\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: valores entre 26% y 74%.
 - Desfavorable-malo: valores $\leq 25\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.5. Variable V_4 - Altura (moda) de la formación

La altura del estrato superior de las formaciones riparias oscila dentro de unos rangos más o menos amplios. En algunos casos es una variable explicativa que puede correlacionarse con el grado de madurez de la formación de una manera clara, por lo que ha sido seleccionada para el caso de los ojaranzales, los abedulares riparios, diversas saucedas y los tamujares. En cada comunidad ribereña debe establecerse cuáles son los umbrales de alturas característicos.

Métrica: altura en metros (m). Se refiere a la tendencia central (moda) en la representación de intervalos de altura dentro de una serie de medidas de la comunidad.

Procedimiento estandarizado de medición: las medidas de altura se realizarán dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se tomará la altura de la formación en cinco puntos, distribuidos regularmente, pero intentando recoger la condición normal y parte de la variabilidad de cada parcela. A partir de los 20 valores obtenidos, se determinará la frecuencia con que están representados cada uno de los tres intervalos correspondientes a los valores umbrales para la formación analizada, seleccionando el más repetido. En caso de que exista una



situación bimodal (dos intervalos igualmente frecuentes), se calculará la media de los 20 valores de altura obtenidos y su correspondencia con uno de los dos intervalos modales será decisiva para seleccionar uno de los dos como el valor de referencia.

La altura se refiere a la del estrato dominado por la especie que define a la formación, por lo que no se debe tener en cuenta la de árboles que los sobrepasen. Es decir, en los ojaranzales se medirá la altura del estrato (arborescente o arbustivo) dominado por *Rhododendron ponticum*; en el caso de los abedulares, se considerará únicamente la altura de los árboles o arbolillos del género *Betula*; en las saucedas la altura reflejará la del estrato (arbustivo, a veces de gran talla) dominado por las especies arbustivas del género *Salix* que las caracterizan; para los tamujares solo se considerará el nivel conformado por los arbustos de *Flueggea tinctoria*.

Definición de valores umbrales: los intervalos umbrales son específicos para cada formación analizada.

- Ojaranzales.
 - Favorable: $\geq 3,0$ m.
 - Desfavorable-inadecuado: 1,5-2,9 m.
 - Desfavorable-malo: $\leq 1,4$ m.
- Abedulares riparios.
 - Favorable: $\geq 5,0$ m.
 - Desfavorable-inadecuado: 2,0-4,9 m.
 - Desfavorable-malo: $\leq 1,9$ m.
- Saucedas (de *Salix daphnoides*, salvifolias, meridionales, negras, mixtas y canarias).
 - Favorable: $\geq 2,5$ m.
 - Desfavorable-inadecuado: 1,5-2,4 m.
 - Desfavorable-malo: $\leq 1,4$ m.
- Tamujares.
 - Favorable: $\geq 1,4$ m.
 - Desfavorable-inadecuado: 1,0-1,3 m.
 - Desfavorable-malo: $\leq 0,9$ m.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.6. Variable V₅ - Complejidad de la estructura vertical de la comunidad

Esta variable valora de manera sencilla y objetiva la complejidad estructural de las formaciones ribereñas, por lo que se centra en la dimensión estructural que supone el recubrimiento de leñosas bajo el dosel superior. Se aplica en el caso de bosques y formaciones arborescentes como los diversos tipos de alisedas y de fresnedas, ojaranzales, alamedas hidrófilas y bosques de vega.



Métrica: porcentaje (%) de cobertura. Se refiere al recubrimiento medio de los estratos subarbóreos leñosos del interior del bosque.

Procedimiento estandarizado de medición: las observaciones se realizarán sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se estimará la cobertura de los estratos arbustivo y arborescente sobre el total de la superficie: porcentaje de recubrimiento en el rectángulo de 250 m². Se excluirá la cobertura de zarzas (*Rubus* spp.) y otras lianas leñosas (p. ej. *Clematis* spp., *Smilax aspera*) que en el interior del bosque solo crecen profusamente en situaciones iluminadas. El valor que interesa para evaluar el estado de la comunidad en la localidad es el recubrimiento medio de los estratos subarbóreos leñosos de las cuatro parcelas.

Definición de valores umbrales: en general, se considerará que los estratos arborescente y arbustivo están bien desarrollados cuando el valor medio de cobertura obtenido sea igual o superior al 50%. En el caso de los ojaranzales, el estrato que define a la comunidad es el arborescente (bajo un dosel de grandes árboles), por lo que solo se considerará que los estratos subarbóreos (que incluyen al arborescente) tienen un desarrollo óptimo cuando alcanzan o superan el 80% de recubrimiento medio.

- Bosques riparios (alisedas, fresnedas, alamedas hidrófilas y bosques de vega).
 - Favorable: cobertura media $\geq 50\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: cobertura media entre 6% y 49%.
 - Desfavorable-malo: cobertura media $\leq 5\%$.
- Ojaranzales.
 - Favorable: cobertura media $\geq 80\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: cobertura media entre 6% y 79%.
 - Desfavorable-malo: cobertura media $\leq 5\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.7. Variable V₆ - Diámetro medio del tronco de los árboles

Esta variable se relaciona con la edad de las formaciones y se emplea como indicio de su madurez o grado de desarrollo. Se emplea en el caso de bosques riparios: diversos tipos de alisedas y de fresnedas, ojaranzales, abedulares riparios, alamedas hidrófilas y bosques de vega.

Métrica: diámetro medio en centímetros (cm). Se refiere al diámetro medio de los árboles que conforman el bosque.

Procedimiento estandarizado de medición: los diámetros se medirán sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se medirán (mediante forcípula o cinta diamétrica) los diámetros a la altura del pecho (DAP, medido a 1,3 m de altura) de los troncos de 10 árboles de la especie dominante. En el caso de los ojaranzales, se medirá el diámetro de los árboles que constituyen el dosel de la formación de ojaranzos, no el de los individuos de *Rhododendron ponticum*.



En todos los casos, los árboles se elegirán en función de su representatividad en la parcela, seleccionando de cada intervalo de diámetros presente (intervalos de 10 cm de amplitud) un número de individuos proporcional a su frecuencia en la parcela. El valor de referencia para la evaluación será el diámetro medio obtenido en el conjunto de las cuatro parcelas.

Definición de valores umbrales: los intervalos umbrales varían en el caso de los abedulares por sus características especiales.

- Bosques riparios (alisedas, fresnedas, ojaranzales, alamedas hidrófilas y bosques de vega).
 - Favorable: ≥ 20 cm.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 15 y 19 cm.
 - Desfavorable-malo: ≤ 14 cm.
- Abedulares riparios.
 - Favorable: ≥ 16 cm.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 8 y 15 cm.
 - Desfavorable-malo: ≤ 7 cm.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.8. Variable V₇ - Presencia/abundancia de árboles con troncos de gran diámetro

Esta variable estructural tiene que ver con la madurez del ecosistema y en especial con la diversidad ambiental en la formación considerada. Valora la existencia de árboles viejos como aproximación a la posibilidad de desarrollo de organismos que requieren microhábitats especiales propios de sistemas maduros. La variable se ha seleccionado para todos los bosques riparios: diversos tipos de alisedas y de fresnedas, ojaranzales, abedulares riparios, alamedas hidrófilas y bosques de vega.

Métrica: número de árboles. Se refiere al número de ejemplares arbóreos con diámetro normal ≥ 50 cm. Se consideran los de cualquier especie excepto las introducidas, es decir, quedan excluidas las alóctonas y los ejemplares plantados.

Procedimiento estandarizado de medición: se contará el número de árboles de cualquier especie autóctona no plantada cuyo tronco alcance o exceda los 50 cm de diámetro normal (DAP, medido a 1,3 m de altura) en cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. El valor de referencia para la evaluación será el número total de ejemplares en esas condiciones en el conjunto de las cuatro parcelas.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: ≥ 16 árboles.
- Desfavorable-inadecuado: entre 1 y 15 árboles.
- Desfavorable-malo: ningún (0) árbol.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.



6.9. Variable V₈ - Abundancia de especies nemorales

Esta variable solo se ha empleado en el caso de bosques riparios que medran exclusivamente en áreas cálidas y secas, ya que en ellos la modificación del tipo de hábitat conlleva la pérdida generalizada de las escasas especies mesófilas que medran en el bosque cerrado. Es el caso, tan solo, de las alamedas hidrófilas.

Métrica: grado de abundancia (alto, moderado y nulo). Se refiere al número de especies de plantas nemorales o, alternativamente, al recubrimiento medio del conjunto de ellas.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se contabilizará el número de especies de carácter nemoral (Tabla 1). En el caso de que solo se encuentren entre una y cinco especies, se estimará si el recubrimiento medio para el conjunto de las parcelas es superior o inferior al 5% de la superficie del estrato herbáceo.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: grado alto – hay 6 o más especies de plantas nemorales o el recubrimiento medio del conjunto de ellas es superior al 5% de la superficie del estrato herbáceo.
- Desfavorable-inadecuado: grado moderado – hay entre 1 y 5 especies de plantas nemorales y el recubrimiento medio del conjunto de ellas es <5% de la superficie del estrato herbáceo.
- Desfavorable-malo: grado nulo – no hay plantas nemorales.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.10. Variable V₉ - Abundancia de helechos formadores de macollas

Esta variable, como la anterior, trata de medir el buen desarrollo del ecosistema tomando como base el crecimiento de plantas que son propias de ambientes húmedos y umbrosos y sensibles a la alteración del medio. En este caso, su cuantificación es más sencilla, pues queda restringida al crecimiento de los helechos que crecen formando frondes de gran tamaño (>30 cm de longitud), que se denominan 'en macolla' porque surgen agrupadas a partir de un núcleo de extensión reducida (un corto rizoma subterráneo o parcialmente emergido). Los helechos más frecuentes son *Athyrium filix-femina*, *Blechnum spicant*, *Osmunda regalis* y diversas especies del género *Dryopteris*; pero los siguientes taxones también deben ser contemplados: *Asplenium onopteris*, *A. sagittatum*, *A. scolopendrium*, *Calcitra macrocarpa*, *Diplazium caudatum*, *Gymnocarpium* spp., *Oreopteris limbosperma*, *Phegopteris connectilis*, *Polystichum* spp., *Pteris* spp., *Thelypteris palustris*, y *Woodwardia radicans*. Quedan expresamente excluidos de la valoración los pequeños helechos rupícolas, así como el helecho común *Pteridium aquilinum*.

El empleo de esta variable se limita a bosques de las orillas de ríos de áreas relativamente frescas y húmedas: las diversas alisedas, los ojaranzales y las fresnedas y saucedas negras pantanosas.

Los niveles normales de abundancia de los helechos formadores de macollas están en relación con el grado de humedad del clima, por lo que pueden ser diferentes en tipos de hábitat similares desarrollados en zonas atlánticas o mediterráneas, así como en áreas oceánicas o continentales. El tipo



de bosque ribereño, según se desarrolle en una u otra zona climática, se tendrá en cuenta tanto en el procedimiento de medición como en la definición de valores umbrales.

Para los bosques de las regiones atlántica y alpina y áreas más oceánicas de la región mediterránea, es decir, alisedas oceánicas, alisedas aljibicas, alisedas con loros y loreras, ojaranzales y fresnedas y saucedas negras pantanosas se tendrán en cuenta la métrica, procedimiento de medición y umbrales de referencia descritos a continuación.

Métrica: grado de abundancia (alto, moderado y bajo o nulo). Se refiere al recubrimiento medio de los grandes helechos en macolla.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. Dado que en la región atlántica y en las áreas oceánicas de la región mediterránea los helechos en macolla abundan normalmente en las formaciones riparias, se deberá determinar el porcentaje medio de cobertura de estas plantas en las parcelas.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: grado alto – cobertura media $\geq 15\%$.
- Desfavorable-inadecuado: grado moderado – cobertura media entre 5% y 14%.
- Desfavorable-malo: grado bajo o nulo – no se observan macollas de helechos o cobertura media $\leq 4\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

Para los bosques de áreas continentales de la región mediterránea, es decir, las alisedas continentales, los procedimientos, métricas y valores de referencia serán los presentados a continuación.

Métrica: grado de abundancia (alto, moderado y bajo o nulo). Se refiere al número total de macollas de grandes helechos.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. Dado que en las formaciones de las áreas continentales de la región mediterránea el clima limita naturalmente el desarrollo de los grandes helechos, se determinará el número de macollas existentes en cada parcela, siendo el valor a utilizar el número total de ejemplares reconocidos.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: grado alto – hay 24 o más macollas en el conjunto de las 4 parcelas del tramo.
- Desfavorable-inadecuado: grado moderado – hay entre 1 y 23 macollas.
- Desfavorable-malo: grado bajo o nulo – los helechos en macolla están ausentes.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.



6.11. Variable V₁₀ - Abundancia de briófitos (musgos y hepáticas)

Esta variable evalúa la visibilidad del estrato briofítico –muy sensible al pisoteo y a la nitrificación, pero también a la alteración de la estructura del bosque– a través de la cobertura de grandes musgos (pleurocárpicos y acrocárpicos mayores de 1 cm de altos) y de hepáticas. De forma general, se centra en el desarrollo del estrato briofítico en el suelo y las rocas, pero también tiene en consideración el estrato epifítico, pues en diversas comunidades el desarrollo de una importante cubierta briofítica sobre los troncos de los árboles es acorde con un óptimo estado estructural o funcional del ecosistema. Ello es especialmente visible en el caso de las alisedas con loros y loreras. La variable también se ha seleccionado para valorar otros bosques hidrófilos de áreas relativamente frescas: otras alisedas, ojaranzales, fresnedas hidrófilas montanas, fresnedas y saucedas negras pantanosas y abedulares riparios.

Métrica: grado de abundancia (alto, moderado y bajo o nulo). Se refiere al nivel de desarrollo de la cobertura de briófitos, que puede ser desde exuberante hasta nula.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se estimará la abundancia de briófitos, adscribiéndola a una de las tres situaciones siguientes, que se corresponden con los umbrales establecidos para la variable.

- Los briófitos son muy abundantes y tienen importancia en el aspecto del estrato herbáceo y/o epifítico. Es decir, los tapices de grandes musgos y de hepáticas son fácilmente visibles en más de la mitad del espacio de cada parcela, pues cubren con profusión los troncos de los árboles, o en el suelo y las rocas hay al menos el equivalente a seis grandes manchas (>50 cm de largo) y quedan esparcidas por gran parte (más de la mitad) de cada parcela, en caso de estar más restringidas en la parcela, hay diez grandes manchas o más.
- Los briófitos son medianamente abundantes. En este caso, los briófitos son poco visibles en la mayor parte de la parcela, aunque pueden abundar puntualmente; algunos troncos pueden tener un estrato epifítico aparente, pero no son frecuentes (<10), o bien en el suelo y las rocas aparecen algunas manchas grandes (>50 cm de largo) pero son menos de diez y están restringidas a un espacio menor que la mitad de la longitud de la parcela.
- Sin briófitos o muy poco abundantes. No aparecen grandes musgos ni tapices de hepáticas o son poco visibles sobre los troncos, y en el suelo y las rocas aparece el equivalente a menos de diez pequeños rodales (de hasta 100 cm²) en cada parcela.

La situación más frecuente en las cuatro parcelas se asumirá como el grado de abundancia general.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: grado alto – los briófitos son muy abundantes y tienen importancia en el aspecto del estrato herbáceo.
- Desfavorable-inadecuado: grado moderado – los briófitos son medianamente abundantes en cobertura.
- Desfavorable-malo: grado bajo o nulo – sin briófitos o muy poco abundantes.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.



6.12. Variable V₁₁ - Proporción de especies heliófilas

Esta variable se centra en el carácter indicador que tiene la abundancia de especies amantes de la luz en bosques riparios en los que, en condiciones óptimas de desarrollo, predomina absolutamente la flora nemoral. Se ha considerado de especial significación en el caso de los diversos tipos de alisedas y fresnedas hidrófilas, así como de los ojaranzales. Las especies heliófilas en estos ambientes son plantas relativamente mesófilas. Los umbrales a los que resultan significativas son dependientes del clima general, de forma que, en las formaciones mediterráneas más resistentes a la sequedad estival –las fresnedas hidrófilas mediterráneas– es necesario contar con mayores proporciones de heliófilas para que resulten indicativas de degradación.

Métrica: porcentaje de cobertura (%). Se refiere a la proporción de espacio ocupada por el conjunto de las plantas de carácter netamente heliófilo en el interior del bosque.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se estimará el porcentaje de superficie cubierta por las especies amantes de la luz de cualquiera de los estratos subarbóreos (herbáceas, lianas y arbustos). El valor de referencia será la cobertura media encontrada en el conjunto de las cuatro parcelas. Se excluye de la medida de este parámetro a las zarzas (*Rubus* spp.) que son valoradas en una variable específica.

Definición de valores umbrales: los intervalos umbrales varían en el caso de las fresnedas hidrófilas mediterráneas por sus características especiales.

- Diversas alisedas, fresnedas hidrófilas montanas, fresnedas y saucedas negras pantanosas y ojaranzales.
 - Favorable: $\leq 5\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 6% y 29%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 30\%$.
- Fresnedas hidrófilas mediterráneas y bosques de vega.
 - Favorable: $\leq 10\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 11% y 39%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 40\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.13. Variable V₁₂ - Abundancia de zarzas (*Rubus* spp.)

Esta variable también valora el desarrollo de especies que proliferan en el interior de las formaciones riparias a medida que se ve alterada su estructura y función. Su excesivo desarrollo puede ser utilizado no solo como indicador de la perturbación en bosques naturalmente densos, sino también en comunidades boscosas abiertas o en matorrales de cualquier densidad, ya que son especies heliófilas pero también oportunistas y nitrófilas y son favorecidas por el sobrepastoreo y la actividad humana. Es por tanto una variable de muy amplio espectro, seleccionada como indicador en todas las comunidades,



salvo en las que naturalmente no encuentran cabida, los tarayales ibéricos halófilos y los tarayales canarios.

Métrica: porcentaje de cobertura (%). Se refiere a la proporción de espacio ocupada por el conjunto de las especies del género *Rubus* en el interior de la comunidad analizada.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se estimará el porcentaje de superficie cubierta por las zarzas. El valor de referencia será la cobertura media encontrada en el conjunto de las cuatro parcelas.

Definición de valores umbrales: los umbrales varían en gran medida ya que han sido definidos en función de las características de cada comunidad.

- Todos los tipos de alisedas y de fresnedas hidrófilas, ojaranzales y alamedas hidrófilas.
 - Favorable: $\leq 10\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 11% y 49%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 50\%$.
- Abedulares riparios, adelfares de ramblas, alocares, tamujares y tarayales ibéricos no halófilos.
 - Favorable: $\leq 5\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 6% y 39%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 40\%$.
- Saucedas blancas, choperas de gujarrales, todos los tipos de saucedas arbustivas y bosques de vega.
 - Favorable: $\leq 20\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 21% y 39%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 40\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.14. Variable V₁₃ - Cobertura de taxones nitrófilos ligados a perturbaciones

Esta variable se basa en que, en las formaciones de ribera, las especies nitrófilas solo proliferan en situaciones alteradas y llegan a predominar en las más afectadas por usos antrópicos. Son, por tanto, un buen indicador de la degradación de las comunidades, hasta el punto de que se trata de uno de los escasos indicadores que se proponen para su empleo en la evaluación de la estructura y función de todos los bosques y matorrales ribereños.

Métrica: porcentaje de cobertura (%). Se refiere a la proporción de espacio ocupada por el conjunto de las plantas de carácter netamente nitrófilo en el interior de la comunidad analizada.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se evaluará el



porcentaje de superficie cubierta por especies herbáceas nitrófilas. El valor de referencia será la cobertura media encontrada en el conjunto de las cuatro parcelas.

Se atenderá principalmente a plantas de las familias *Asteraceae* (Compuestas), *Brassicaceae* (Crucíferas), *Amaranthaceae* (incluida *Chenopodiaceae*), *Boraginaceae*, *Malvaceae*, *Papaveraceae* y *Polygonaceae*; también a los numerosos representantes nitrófilos de las familias *Poaceae* (Gramíneas) y *Apiaceae* (Umbelíferas) y de otras familias que integran destacadas especies nitrófilas comunes en las riberas (Tabla 2).

Definición de valores umbrales: los umbrales varían en gran medida ya que han sido definidos en función de las características de cada comunidad.

- Todos los tipos de alisedas y de fresnedas hidrófilas, ojaranzales.
 - Favorable: $\leq 20\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 21% y 39%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 40\%$.
- Abedulares riparios.
 - Favorable: $\leq 10\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 11% y 29%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 30\%$.
- Choperas de guijarrales y todos los tipos de saucedas arbustivas.
 - Favorable: $\leq 25\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 26% y 49%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 50\%$.
- Alamedas hidrófilas, tarayales ibéricos halófilos y bosques de vega.
 - Favorable: $\leq 20\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 21% y 49%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 50\%$.
- Otras formaciones de rambla (adelfares, alocares, tamujares y tarayales ibéricos no halófilos).
 - Favorable: $\leq 30\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 31% y 69%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 70\%$.
- Saucedas blancas.
 - Favorable: $\leq 40\%$.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 41% y 74%.
 - Desfavorable-malo: $\geq 75\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.



6.15. Variable V₁₄ - Cobertura de especies invasoras ingenieras de ecosistemas

Ciertas especies introducidas son capaces de desplazar o alterar gravemente las comunidades que invaden, por lo que pueden calificarse como ingenieras de ecosistemas. Esta variable considera la extensión de tales especies en el espacio propio de una comunidad ribereña como indicio inequívoco de su degradación estructural y funcional. Se trata de un indicador de gran valor y uso generalizado en la monitorización del estado de bosques y matorrales riparios.

Métrica: porcentaje (%) de espacio ocupado. Se refiere a la proporción del espacio potencial de una comunidad (espacio propio de la formación) que ocupa el conjunto de las plantas alóctonas de comportamiento invasor que la infestan o desplazan.

Procedimiento estandarizado de medición: las estimaciones deben realizarse inspeccionando sobre el terreno la totalidad del tramo en que se monitoriza la vegetación en cuestión. Se estimará en qué proporción los espacios ecológicamente apropiados para el desarrollo de la comunidad están ocupados por las especies invasoras, bien porque su crecimiento haya desplazado a la comunidad original (porcentaje del área potencial ahora ocupada por las especies invasoras) o bien porque haya individuos de las especies invasoras en el interior de las manchas todavía reconocibles como pertenecientes a la formación analizada (superficie afectada del área remanente de la comunidad).

Se considera especies invasoras ingenieras de ecosistemas a las siguientes: *Arundo donax*, *Robinia pseudoacacia*, *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus*, *Acacia melanoxylon*, *A. dealbata* y *Ailanthus altissima*. Sin embargo, en esta categoría se deberá considerar igualmente a las especies forestales plantadas (*Populus* spp., *Pinus* spp., etc.) que impiden el desarrollo o la evolución natural de la comunidad riparia analizada.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: $\leq 5\%$.
- Desfavorable-inadecuado: entre 6% y 49%.
- Desfavorable-malo: $\geq 50\%$.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.16. Variable V₁₅ - Abundancia de otras especies alóctonas

Esta variable, complementaria de la anterior, utiliza el número de ejemplares y la diversidad específica de las plantas alóctonas como indicio de la alteración de la estructura y función de las comunidades riparias. Es, igualmente, de uso generalizado en la evaluación de los bosques y matorrales aluviales.

Métrica: grado de abundancia (alto, moderado y bajo o nulo). Se refiere al nivel de abundancia, en número de individuos o diversidad de especies, de las plantas introducidas (no autóctonas).

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se contabilizará el número de ejemplares de cada especie alóctona, exceptuando las invasoras ingenieras de ecosistemas



analizadas en la V₁₄. Luego se hallará el número total de individuos localizados (independientemente de su identidad) y el total de especies identificadas, en ambos casos, en el conjunto de las cuatro parcelas.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: grado bajo o nulo – sin alóctonas o muy poco abundantes en número de individuos (≤ 30) y riqueza de especies (≤ 5).
- Desfavorable-inadecuado: grado moderado – las alóctonas son medianamente abundantes en número de individuos (entre 31 y 99) o riqueza de especies (entre 6 y 9).
- Desfavorable-malo: grado alto – las alóctonas son muy abundantes en número de individuos (≥ 100) o riqueza de especies (≥ 10).

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.17. Variable V₁₆ - Riqueza de plantas vasculares

Esta variable representa una aproximación a la complejidad funcional de los ecosistemas a través de la evaluación de la riqueza taxonómica del grupo de plantas de mayor tamaño, las vasculares. La dificultad de interpretación del significado que tiene esta variable en muchos de los bosques y matorrales riparios es la causa de que se proponga para su empleo solamente en el caso de los abedulares riparios, las alamedas hidrófilas, las saucedas negras y los bosques de vega.

Métrica: grado de abundancia (alto, moderado y bajo o nulo). Se refiere al nivel de riqueza de especies de plantas con semilla y de helechos.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se realizará un inventario completo de plantas vasculares, considerando todos los estratos de la formación. Se determinará luego el número total de especies encontradas, excluidas las alóctonas y las nitrófilas ligadas a perturbaciones, en el conjunto de las cuatro parcelas.

Definición de valores umbrales: los niveles considerados son diferentes según las comunidades que se analizan.

- Abedulares riparios, saucedas negras y bosques de vega.
 - Favorable: grado alto – hay 35 o más especies no nitrófilas.
 - Desfavorable-inadecuado: grado moderado – hay entre 10 y 34 especies no nitrófilas.
 - Desfavorable-malo: grado bajo o nulo – hay menos de 10 especies no nitrófilas.
- Alamedas hidrófilas.
 - Favorable: grado alto – hay 25 o más especies no nitrófilas.
 - Desfavorable-inadecuado: grado moderado – hay entre 10 y 24 especies no nitrófilas.
 - Desfavorable-malo: grado bajo o nulo – hay menos de 10 especies no nitrófilas.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.



6.18. Variable V₁₇ - Presencia de especies de vertebrados con particular interés

Esta variable considera el aspecto funcional de la provisión de refugio para la fauna de la vegetación riparia. Su selección para valorar la mayoría de los bosques y matorrales aluviales choca con la falta de información detallada al respecto y la complejidad de interpretación de sus variaciones. Sin embargo, su sentido es mucho más claro en el caso de las alamedas hidrófilas, bosques mediterráneos de áreas cálidas relativamente secas, que pueblan los cursos medios y bajos de ríos que actualmente transcurren, prácticamente sin excepción, inmersos en paisajes agro-ganaderos muy simplificados. Estos bosques suponen un importantísimo bastión de la biodiversidad local en general y de la fauna vertebrada en particular, de forma que su función como refugio se ve enfatizada y es relevante evaluarla para determinar el estado del parámetro 'Estructura y función' del tipo de bosque.

Métrica: número de especies. Se refiere a la cantidad de especies de interés correspondientes a vertebrados terrestres.

Procedimiento estandarizado de medición: se realizarán muestreos adecuados a cada grupo faunístico sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50x5 m establecidas en el tramo que se analiza. Se empleará el total de especies diferentes de interés encontradas en el conjunto de parcelas para valorar el parámetro.

Se consideran especies de interés todas las incluidas bajo las diversas categorías de amenaza de la Lista Roja de la IUCN (*International Union for Conservation of Nature*; en peligro crítico – CR; en peligro – EN; vulnerable – VU)², en los diferentes Atlas y Libros Rojos españoles (aves, mamíferos, anfibios y reptiles)³, así como las no amenazadas según la Lista Roja de la IUCN, catalogadas como 'casi amenazado' (NT) y las incluidas en el anexo II de la Directiva Hábitats⁴. Se considerarán igualmente de interés aquellas especies regionalmente raras o amenazadas, siempre que aparezcan recogidas en listados oficiales de las diferentes comunidades autónomas o su escasez y sensibilidad en el área haya sido comprobada de manera fehaciente y publicada.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: dos o más especies de interés.
- Desfavorable-inadecuado: una sola especie de interés.
- Desfavorable-malo: no se encuentran especies de interés.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

² <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf>

³ <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/default.aspx>

⁴ Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres



6.19. Variable V₁₈ - Abundancia de brinzales y juveniles correspondientes a las especies leñosas dominantes

Esta variable se emplea como un indicador del buen funcionamiento y vitalidad del ecosistema, ya que constata en qué medida hay regeneración efectiva, un proceso que en las riberas debería ser siempre muy activo. La variable ha sido seleccionada para valorar los diferentes tipos de bosques (alisedas y fresnedas hidrófilas, abedulares riparios, alamedas hidrófilas y bosques de vega), así como los ojaranzales.

Métrica: número de individuos. Se refiere a la cantidad de ejemplares juveniles de la especie dominante.

Procedimiento estandarizado de medición: se estimará sobre el terreno, dentro de cada una de las cuatro parcelas de 50×5 m establecidas en el tramo que se analiza. En cada parcela se contabilizará, de forma general, el número de plantas nacidas de semilla que tienen una altura superior a 0,5 m y un diámetro normal inferior a 5,0 cm; en el caso de los ojaranzales se registrará simplemente el número de individuos de ojaranzo no ramoneados que son menores de 0,5 m. El valor de referencia será el número medio de individuos juveniles encontrado por parcela.

Definición de valores umbrales: los intervalos umbrales varían en el caso de los ojaranzales por sus especiales características.

- Diversas alisedas y fresnedas hidrófilas, abedulares riparios, alamedas hidrófilas y bosques de vega.
 - Favorable: ≥ 50 individuos juveniles.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 5 y 49 individuos juveniles.
 - Desfavorable-malo: ≤ 4 .
- Ojaranzales.
 - Favorable: ≥ 20 individuos juveniles.
 - Desfavorable-inadecuado: entre 5 y 19 individuos juveniles.
 - Desfavorable-malo: ≤ 4 .

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.20. Variable V₁₉ - Extensión del contacto entre la vegetación leñosa de ribera y la vegetación natural de las laderas

Esta variable valora el aislamiento de la vegetación del espacio ripario con respecto a la vegetación natural no aluvial o climatófila (bosques o matorrales). La proporción de tramo en la que la vegetación riparia contacta directamente con cultivos u otros espacios de naturaleza antrópica proporciona una buena idea del grado de alteración funcional del ecosistema, al dificultarse, entre otros procesos, el intercambio de biota. Se trata de una variable utilizada en la valoración del estado de todos los tipos de bosques y matorrales riparios.



Métrica: porcentaje (%) de la longitud del tramo. Se refiere a la proporción en que la vegetación riparia leñosa, a lo largo del tramo, contacta directamente con vegetación climatófila natural (sea cual sea su grado de desarrollo).

Procedimiento estandarizado de medición: las estimaciones deben realizarse a partir de ortofotografías, previa comprobación exhaustiva de las manchas de vegetación y de los diferentes biotopos sobre el terreno. Se determinará en qué intervalos del tramo la vegetación aluvial (cualquier tipo de bosque o matorral, no solo la comunidad evaluada) está en contacto con cultivos, habitaciones o áreas urbanizadas, para restarla a la longitud total (1000 m, considerando ambas márgenes) y hallar la proporción del tramo que sí mantiene el contacto natural entre la vegetación riparia y la climatófila.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: valores $\geq 75\%$ de contacto con vegetación natural climatófila.
- Desfavorable-inadecuado: entre el 26% y 74% de contacto con vegetación natural climatófila.
- Desfavorable-malo: valores $\leq 25\%$ de contacto con vegetación natural climatófila.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.

6.21. Variable V₂₀ - Importancia de las alteraciones que afectan a la topografía del espacio ribereño y al flujo hídrico natural

Esta última variable funcional valora la existencia de estructuras y modificaciones de origen antrópico que puedan implicar una disfuncionalidad grave de la dinámica natural del río o rambla. Se centra en impedimentos para el anegamiento periódico del sistema, que fertiliza y revitaliza todas las comunidades ribereñas que se desarrollan en un tramo. Es otro de los escasos indicadores de uso general, utilizado en la valoración del estado de todos los tipos de bosques y matorrales riparios.

Métrica: porcentaje (%) de la longitud del tramo. Se refiere a la proporción del tramo que cuenta con estructuras o transformaciones topográficas no naturales.

Procedimiento estandarizado de medición: las valoraciones deben realizarse sobre el terreno, aunque es posible ayudarse de ortofotografías para determinar las longitudes. Se determinará en qué intervalos del tramo existen alteraciones antrópicas (canalizaciones, motas en las márgenes, cementado de las márgenes, actividades extractivas, etc.) que afecten al cauce o sus márgenes. La medida total de referencia serán los 500 m de la longitud del tramo, de forma que se considerará como extensión afectada toda la longitud en que exista cualquiera de tales alteraciones, independientemente de que puedan estar localizadas en una u otra margen del curso de agua. El valor final será la proporción afectada total en el tramo.

Definición de valores umbrales:

- Favorable: $\leq 5\%$ de la longitud del tramo.
- Desfavorable-inadecuado: entre el 6% y 29% de la longitud del tramo.
- Desfavorable-malo: $\geq 30\%$ de la longitud del tramo.

Periodicidad: la medición de la variable se realizará cada seis años.



7. REFERENCIAS

- Alba-Tercedor J & Sánchez-Ortega A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*. 4(1): 51-5.
- Beeson C E & Doyle P F. 1995. Comparison of bank erosion and vegetated and non-vegetated channel bends. *Water Resources Bulletin*. 31(6): 983-90.
- Cleland E E. 2011. Biodiversity and Ecosystem Stability. *Nature Education Knowledge*. 3(10):14.
- Chiarucci A, Bacaro G & Scheiner S M. 2011. Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 366 (1576): 2426–2437.
- Doadrio I & Aldeguer M (coords.). 2007. La invasión de especies exóticas en los ríos. Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 124 pp.
https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/Invasion_esp_exoticas_en_rios_tcm30-214556.pdf.
- Feld C K, da Silva P M, Sousa J P, de Bello F, Bugter R, Grandin U, Hering D, Lavorel S, Mountford O, Pardo I, Pärtel M, Römbke J, Sandin L, Jones K B & Harrison P. 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*. 118(12): 1862–1871.
- Gamboa M, Reyes R & Arrivillaga J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*. 48(2): 109-120.
- 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. 644 pp.
- González del Tánago M & García de Jalón D. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*. 25(1): 389-402.
- 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.
- Hector A & Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*. 448: 188–190.
- Hellawell J M. 1978. Biological surveillance of rivers. Water Research Center. Stevenage. 332 pp.
- Hooper D U, Chapin F S, Ewel J J, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton J H, Lodge D M, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad A J, Vandermeer J & le Ward D A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. 75(1): 3-35.
- Ji Y, Ashton L, Pedley S M, Edwards D P, Tang Y, Nakamura A, Kitching R, Dolman P M, Edwards F A, Larsen T H, Hsu W W, Benedick S, Hamer K C, Wilcove D S, Bruce C, Wang X, Levi T, Lott M, Emerson B C & Yo D W. 2013. Reliable, verifiable and efficient monitoring of biodiversity via metabarcoding. *Ecology Letters*. 16(10): 1245–1257.
- Junk W J. 2005. Flood pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische and Angewandte Limnologie*. 29(1): 11-38.



- Kati V, Devillers P, Dufrêne M, Legakis A, Vokou D & Lebrun P. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation biology*. 18(3): 667-675.
- Lara F, Garilleti R & Calleja J A. 2007. La vegetación de ribera de la mitad norte española. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX. 2ª edición. Serie Monografías, 81. Madrid. 536 pp.
- Lara F, Garilleti 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.
- Magdaleno F, Martínez R & Roch V. 2010. Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil*. 157: 85-96.
- Malmqvist B & Rundle R. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*. 29(2): 134-153.
- Martín-López B & Montes C. 2010. Funciones y servicios de los ecosistemas: una herramienta para la gestión de los espacios naturales. pp. 13-32. En: Guía científica de Urdaibai. UNESCO. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental del Gobierno Vasco.
- 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.
- Munné A, Solá C & Prat N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*. 17(5): 20-37.
- Naeem S, Chapin F S, Costanza R, Ehrlich P R, Golley F B, Hooper D U, Lawton J H, O'Neill R V, Mooney H A, Sala O E, Symstad A J & Tilman D. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology*. 4(4): 1-11.
- Naiman R J & Decamps H. 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 28: 621-658.
- Naiman R J, Décamps H & McClain M E. 2005. Riparia. Ecology, Conservation, and Managment of Streamside Communities. Elsevier Academic Press. Amsterdam. 448 pp.
- Odum E P. 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science*. 164(3877): 262-270.
- Poole G C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*. 47(4): 641-660.
- Possingham H P, Andelman S J, Burgman M A, Medellín R A, Master L L & Keith D A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*. 17(11): 503-507.
- Prichard D, Barrett H, Cagney J, Clark R, Fogg J, Gebhardt K, Hansen P L, Mitchell B & Tippy D. 1998. Riparian area management: Process for assessing proper functioning condition. Technical Reference 1737-9. Bureau of Land Management. Denver.
- Saetersdal M, Gjerde I, Blom H H, Ihlen P G, Myrseth E W, Pommereshe R, Skartveit J, Solhøy T & Aas O. 2003. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation*. 115(1): 21-31.



Sanz-Elorza M, Dana E & Sobrino E (eds.). 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 384 pp.

Sanz-Elorza M, Dana E & Sobrino E. 2001. Listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. Lazaroa. 22: 121-131.

Sauberer N, Zulkab K P, Abensperg-Traunb M, Bergc H M, Bieringerd G, Milasowszkyb N, Mosera D, Plutzara C & Pollheimere M. 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. Biological Conservation. 117(2): 181–190.

Sterling A. 1996. Los Sotos, refugio de vida silvestre. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 266 pp.

VV.AA. 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx.

Wolters V, Bengtsson J & Zaitsev A S. 2006. Relationship among the species richness of different taxa. Ecology. 87(8): 1886–1895.

Zavala M A de. 2008. Estructura, dinámica y modelos de ensamblaje del bosque mediterráneo: entre la necesidad y la contingencia. pp. 251-279. En: Valladares F (ed.) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. 2ª edición. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.