Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero Revisión de tercer ciclo (2022-2027)

ANEJO 8.2
VALORACIÓN DEL ESTADO

APÉNDICE VI. CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIAL

MARZO 2022

Confederación Hidrográfica del Duero O.A.

DOCUMENTO TÉCNICO SOBRE

CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DEL ESTADO O POTENCIAL ECOLÓGICO Y DEL ESTADO QUÍMICO Y GLOBAL DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES EN LA CHD

Versión 5.14

15/03/2022

SERVICIO DE CONTROL DE CALIDAD

ÁREA DE CALIDAD DE LAS AGUAS

COMISARÍA DE AGUAS

C/ MURO, 5
47071 VALLADOLID
TEL.: 983 215 400
FAX: 983 215 449

NOTAS DE LAS VERSIONES:

Autor	Descripción	Fecha	V.
P. Seisdedos.	Modificadas parcialmente las tablas 6 y 9, sobre representatividad de los muestreos biológicos, para hacerlas más comprensibles y evitar futuros errores en la asignación del valor de representatividad a un determinado muestreo.	31/07/2015	5.2
Tragsatec (por indicación P,Seisdedos).	Adaptación del título y contenidos para matizar que el procedimiento para el cálculo del estado químico y del estado global resultan de aplicación a todas las masas de agua superficiales. Eliminación de fecha incluida al final del apartado 7.2. y generación de ANEXO 1 con la tabla de control de cambios.	28/09/2015	5.3
P.Seisdedos, N. Hernández, Inypsa y Tragsatec.	Adaptación del contenido del documento a la nueva normativa aprobada recientemente: RDSE y R.D. 1/2016 PHD (nuevos índices, nuevas condiciones de referencia,…etc.). Incorporación en el documento de la evaluación del potencial ecológico en embalses y del estado/potencial ecológico en lagos.	23/06/2016	5.4
Iproma	Criterios para la toma de muestra, análisis y evaluación del estado químico en las matrices biota y sedimento	06/03/2017	5.5
P.Seisdedos, N. Hernández y Tragsatec.	Revisión general del documento. Adaptación de los esquemas de clasificación del estado/potencial ecológico en masas de agua muy modificadas y artificiales. Estructuración de los apartados 8 (evaluación del estado/potencial en lagos) y 10 (evaluación del estado químico en masas de agua superficiales).	09/03/2017	5.6
N. Hernández, H. de Meer y Tragsatec	Se introducen los criterios de la OPH para la evaluación de indicadores HMF en masas de agua muy modificadas. Se añaden los umbrales de buen potencial en el anexo – Se actualiza el diagrama de confianza de ríos. Se incorporan criterios de representatividad de diatomeas e invertebrados en ríos. Revisión apartado evaluación del estado químico y cáculo MA y CMA para comparar con NCAs.	19/02/2019	5.8
N. Hernández, H. de Meer y Tragsatec	Representatividad y agregación Confianza	04/12/2019	5.10
N. Hernández y H. de Meer	Nivel de confianza ríos y contaminantes específicos de cuenca	10/02/2021	5.12
N. Hernández y H. de Meer	Adaptación del documento para el plan hidrológico 22-27 con la incorporación de los criterios más recientes para la evaluación del estado (EFI+INT), designación de glifosato y	20/05/2021	5.13

Autor	Descripción	Fecha	V.
	AMPA como contaminantes específicos de cuenca, variación del Duero en la agregación y ponderación de los índices del protocolo de hidromorfología y cambio de tipología de dos lagos.		
N. Hernández y H. de Meer	Versión para el plan hidrológico del 3er ciclo: Página 16 – agregación 2019 Página 19 – novedades 2019: EFI+INT, glifosato y AMPA, no QBR Página 21 – elimino esquemas Páginas 36 y 44 – explicación práctica del estado 2019 Página 47 - ESPECIAL REFERENCIA A LA EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO 2019 – RESUMEN ARCHIVO Página 49 – potencial ecológico – área Página 50 – potencial ecológico – aplicación en el Duero de los criterios de la Guía de evaluación de estado de la DGA. Página 55 - ESPECIAL REFERENCIA A LA EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO 2019 – RESUMEN ARCHIVO Página 56 – resumen evaluación confianza Página 115 – sustancias PBT ubicuas (Hg) En negrita lo más destacado de la evaluación de estado 2019 (base del Plan hidrológico 3r ciclo).	14/03/2022	5.14

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 9
2. PROCEDENCIA DE LA INFORMACIÓN DE PARTIDA 11
2.1. PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES..... 11
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN RÍOS NATURALES 15
3.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA NATURALES..... 15
3.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LOS RÍOS 16
3.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS..... 18
3.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados..... 18
3.3.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad biológicos ... 28
3.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS..... 29
3.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados..... 29
3.4.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos 36
3.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS 36
3.5.1. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos 36
3.5.2. Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos y Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río..... 37
3.5.3. Ponderación de los valores y forma de representación de las métricas de hidromorfología..... 42
3.5.4. Especial referencia a la Evaluación del Estado Ecológico 2019..... 47
4. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS ASIMILABLES A RÍOS 49
4.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS ASIMILABLES A RÍO..... 49
4.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA ASIMILABLES A RÍO 49
4.2.1. Potencial ecológico de las masas de agua artificiales asimilables a río 50
4.2.2. Potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas asimilables a río lótico..... 52
4.2.3. Especial referencia a la Evaluación del Potencial Ecológico 2019..... 55
5. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA ASOCIADO AL ESTADO O POTENCIAL ECOLÓGICO EN RÍOS 56
5.1. JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DE ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA 56
5.2. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN MASAS DE AGUA RÍO EN 2019 56
5.2.1. Nº de indicadores con datos 58
5.2.2. Actualidad de los datos 58
5.2.3. Representatividad de los indicadores 59
5.2.4. Coherencia de los datos 59
5.2.5. Contaminantes específicos de cuenca y confianza 60
5.3. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS 60
6. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN EMBALSES 62

6.1. CONDICIONES DE MÁXIMO POTENCIAL ECOLÓGICO Y TIPOS DE MASAS DE AGUA..... 62
6.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN EMBALSES 62
6.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS..... 65
6.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados..... 65
6.3.2. Evaluación del potencial ecológico según los indicadores de los elementos de calidad biológicos..... 69
6.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS..... 73
6.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados..... 73
6.4.2. Evaluación del potencial ecológico según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos..... 75
6.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS 76
6.5.1. Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos..... 76
7. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN EMBALSES 77
7.1. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN MASAS DE AGUA EMBALSE..... 78
7.1.1. Datos procedentes de más de una campaña anual de muestreo y análisis. Muestreos realizados en épocas de control representativas..... 78
7.1.2. Datos de distintos indicadores y elementos de calidad propuestos por el RDSE para el establecimiento del potencial ecológico..... 78
7.1.3. Potencial ecológico coherente con criterio de experto 78
7.1.4. Actualidad de los datos 79
7.1.5. Representatividad de los indicadores biológicos 79
7.2. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS 79
8. EVALUACIÓN DEL ESTADO/ POTENCIAL ECOLÓGICO EN LAGOS 81
8.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA..... 81
8.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO 82
8.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS..... 86
8.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados..... 86
8.3.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad biológicos. 103
8.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS.....103
8.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados..... 103
8.4.2. Evaluación del estado/potencial según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos..... 107
8.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS 107
8.5.1. Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos utilizados 107
8.6. CLASIFICACIÓN DEL ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO.....108
9. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN LAGOS 109
9.1. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN MASAS DE AGUA LAGO 110
9.1.1. Datos procedentes de más de una campaña anual de muestreo y análisis..... 110
9.1.2. Datos de los indicadores y elementos de calidad para los que se dispone de condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico..... 110
9.1.3. Actualidad de los datos 110
9.1.4. Representatividad de los indicadores biológicos 111
9.1.5. Estado/potencial ecológico coherente con criterio de experto..... 111

9.2. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS 111
10. EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO EN MASAS DE AGUA SUPERFICIALES 113
10.1. METODOLOGÍA GENERAL PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO.....113
10.2. NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL. LIMITES DE CAMBIO DE CLASE PARA EL ESTADO QUÍMICO. 114
10.3. CRITERIOS DE APLICACIÓN DE LAS NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL EN AGUA. 116
10.3.1. Metodología para la evaluación del estado químico a partir de la NCA-MA: 118
10.3.2. Metodología para la evaluación del estado químico a partir de la NCA-CMA: 120
10.3.3. Consideraciones relativas a la evaluación del estado químico y aquellos casos en los que se haya llegado a una situación de "no se puede valorar": 120
10.4. CRITERIOS DE APLICACIÓN DE LAS NCA EN BIOTA.....121
10.4.1. Criterios para la captura de ejemplares de biota 121
10.4.2. Consideraciones analíticas para el seguimiento del estado químico en biota..... 123
10.4.3. Estimación de la confianza de los resultados de biota..... 123
10.5. CRITERIOS PARA LA TOMA Y ANÁLISIS DE MUESTRAS EN SEDIMENTO 124
10.5.1. Criterios para la toma de muestra de sedimento 124
10.5.2. Criterios para la selección de la fracción de análisis del sedimento 124
10.6. ANÁLISIS DE TENDENCIAS A LARGO PLAZO EN SEDIMENTO Y BIOTA 125
10.6.1. Estudio de los datos analíticos 126
10.6.2. Aplicación del test estadístico 126
11. EVALUACIÓN DEL ESTADO FINAL EN MASAS DE AGUA SUPERFICIALES 128
11.1. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO 128
11.2. RESULTADOS DE LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO 129

Índice de tablas

Tabla 1. Tipos de masas de agua de la categoría río en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero 3er ciclo de planificación. 15
Tabla 2. Clasificación de los resultados de estado ecológico de ríos naturales y código de colores utilizado. 16
Tabla 3. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del estado ecológico en ríos (fuentes: RDSE y PHD) 17
Tabla 4. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de los ríos. 18
Tabla 5. Representatividad de los muestreos de diatomeas para la obtención del IPS en ríos. 20
Tabla 6. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IPS en masas de agua río. 21
Tabla 7. Diferentes metodologías de muestreo de macroinvertebrados en las diferentes campañas realizadas en ríos hasta 2015. 22
Tabla 8. Representatividad de los muestreos de macroinvertebrados para la obtención del IBMWP en ríos a partir de 2017 23
Tabla 9. Representatividad de los muestreos de macroinvertebrados para la obtención del IBMWP en ríos hasta el año 2017 24
Tabla 10. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMWP en masas de agua río. 25
Tabla 11. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMR en masas de agua río. 26
Tabla 12. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos de las masas de agua río. 30
Tabla 13. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador pH en masas de agua río. 31
Tabla 14. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Oxígeno disuelto en masas de agua río. 31
Tabla 15. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador % Oxígeno en masas de agua río. 32
Tabla 16. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Amonio en masas de agua río. 32
Tabla 17. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Fosfatos en masas de agua río. 33
Tabla 18. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Nitratos en masas de agua río. 33
Tabla 19. Límites de cambio de clase de estado ecológico para contaminantes específicos en masas de agua río. 35
Tabla 20. Vértice 1. Ponderación de la alteración en los caudales líquidos (Duero) 43
Tabla 21. Vértice 1. Ponderación de la alteración en los caudales sólidos (Duero) 44
Tabla 22. Criterios para la evaluación del grado de afección de la conexión con la masa de agua subterránea .. 44
Tabla 23. Vértice 4. Ponderación de la alteración en la profundidad y anchura (Duero) 45
Tabla 24. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua artificiales. 51
Tabla 25. Combinación de los indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico en masas de agua artificiales asimilables a ríos. 51
Tabla 26. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas asimilables a ríos. 55
Tabla 27. Clasificación del nivel de confianza del estado o potencial ecológico. 56

Tabla 28. Tipos de masas de agua de la categoría embalse en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero. 62
Tabla 29. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua embalse 63
Tabla 30. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico en embalses 64
Tabla 31. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de embalses. 65
Tabla 32. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para la clorofila a en masas de agua embalse, según RDSE. 66
Tabla 33. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para el biovolumen total en masas de agua embalse, según RDSE. 67
Tabla 34. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para % cianobacterias en masas de agua embalse, según RDSE. 68
Tabla 35. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico IGA en masas de agua embalse, según RDSE. 69
Tabla 36. Clasificación del potencial ecológico de acuerdo al umbral RCE transformado. 72
Tabla 37. Límites de cambio de clase de potencial ecológico para contaminantes específicos en masas de agua embalse, según anexo V RDSE. 74
Tabla 38. Clasificación nivel de confianza. 77
Tabla 39. Concordancia entre el potencial ecológico e ITSC. 79
Tabla 40. Tipos de masas de agua de la categoría lago en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero. 81
Tabla 41. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados de estado ecológico de las masas de agua lago. 82
Tabla 42. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua lago muy modificados. 82
Tabla 43. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua lago artificiales. 82
Tabla 44. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del estado/potencial ecológico en lagos 84
Tabla 45. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de lagos. 87
Tabla 46. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para la clorofila a en masas de agua lago, según RDSE. 87
Tabla 47. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para el biovolumen total en masas de agua lago, según RDSE. 88
Tabla 48. Valores de RCE transformados por clase de estado ecológico, que son independientes de la tipología de masa de agua y métrica (Fuente: Protocolo MFIT-2013. Versión 2). 90
Tabla 49. Valores de RCE transformados por clase de potencial ecológico, que son independientes de la tipología de masa de agua y métrica (Fuente: Protocolo MFIT-2013. Versión 2). 90
Tabla 50. Valores de RCE dependientes de tipología de masa de agua y métrica. 91
Tabla 51. Clasificación del estado ecológico de acuerdo al umbral RCE transformado para lagos. 91
Tabla 52. Clasificación del potencial ecológico de acuerdo al umbral RCE transformado para lagos muy modificados. 92
Tabla 53. Métricas relacionadas con el elemento de calidad otra flora acuática aplicables para la valoración del estado/potencial en lagos. 92
Tabla 54. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para riqueza macrófitos en masas de agua lago, según RDSE. 93
Tabla 55. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura macrófitos eutróficas en masas de agua lago, según RDSE. 93
Tabla 56. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estad/potencial ecológico para cobertura macrófitos exóticas en masas de agua lago, según RDSE. 94

Tabla 57. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura helófitos en masas de agua lago, según RDSE. 94
Tabla 58. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura hidrófitos en masas de agua lago, según RDSE. 95
Tabla 59. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura total macrófitos en masas de agua lago, según RDSE. 95
Tabla 60. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para presencia de hidrófitos en masas de agua lago, según RDSE. 96
Tabla 61. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para presencia de hidrófitos en masas de agua lago, según RDSE. 97
Tabla 62. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de potencial ecológico para presencia de hidrófitos en masas de agua lago muy modificadas, según RDSE. 97
Tabla 63. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para IBCAEL en masas de agua lago, según RDSE. 99
Tabla 64. Especies indicadoras y sus correspondientes valores de sensibilidad (QAELS_Duero2016 e IBCAEL revisado). 102
Tabla 65. Condiciones de referencia y valores frontera QAELS_Duero2016 (o IBCAEL revisado). 103
Tabla 66. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para pH en masas de agua lago, según RDSE. 104
Tabla 67. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para fósforo total en masas de agua lago, según RDSE. 105
Tabla 68. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para Disco Secchi en masas de agua lago, según RDSE. 105
Tabla 69. Límites de cambio de clase de potencial ecológico para contaminantes específicos en masas de agua lago, según anexo V RDSE. 106
Tabla 70. Indicadores elementos de calidad hidromorfológicos lagos. 108
Tabla 71. Clasificación nivel de confianza 109
Tabla 72. Clasificación de los resultados de estado químico y código de colores utilizado. 113
Tabla 73. Límites de cambio de clase de estado químico, ... 116
Tabla 74. Sustancias de los anexos IV y V del RDSE a tener en cuenta en la evaluación de tendencias. 125
Tabla 75. Clasificación de los resultados de estado y código de colores utilizado. 128

Índice de figuras

Figura 1. Cálculo EFI+ INTEGRADO 27
Figura 2. Ejemplo del hexágono de caracterización hidromorfológica. 46
Figura 3. Esquema de clasificación del potencial ecológico en masas de agua artificiales asimilables a ríos. 52
Figura 4. Esquema de estimación del nivel de confianza asociado al estado o potencial ecológico. 61
Figura 5. Esquema de clasificación del potencial ecológico en masas de agua embalse. 65
Figura 6. Esquema del procedimiento a seguir para la valoración del potencial ecológico. 73
Figura 7. Esquema estimación nivel de confianza en embalses 80
Figura 8. Esquema clasificación del estado ecológico en lagos naturales. 85
Figura 9. Esquema clasificación del potencial ecológico en lagos muy modificados. 86
Figura 10. Esquema estimación nivel de confianza en lagos. 112
Figura 11. Esquema de clasificación del estado químico para masas de agua superficial. 113
Figura 12. Esquema de clasificación del estado de las masas de agua superficial naturales. 128
Figura 13. Esquema de clasificación del estado de las masas de agua superficial artificiales o muy modificadas. 128

1. INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua, así como su transposición al ordenamiento jurídico español, exigen la clasificación del estado de las masas de agua superficiales en función del peor valor de su estado o potencial ecológico y de su estado químico.

El objeto del presente documento es especificar la metodología y criterios técnicos empleados por la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) en la evaluación del estado para cada una de las masas de agua superficial en la parte española de la demarcación del Duero, que en el PHD 2016-2021 suponían un total de 709 masas de agua, de las cuales 648 son de la categoría río (479 naturales, 166 muy modificadas y 3 artificiales), 47 embalses1 (42 muy modificadas -38 de la categoría río y 4 de la categoría lago- y 5 artificiales) y 10 de la categoría lago (9 naturales y 1 muy modificada). En el 3er ciclo de planificación (2022-2027) las masas de agua de la demarcación son un total de 708 y se clasifican en 646 masas de agua de la categoría río (457 naturales, 186 muy modificadas y 3 artificiales), 48 embalses (45 muy modificados y 3 artificiales) y 14 lagos (9 naturales y 5 muy modificados, de los cuales 4 a efectos de cálculo del estado se consideran embalses).

Asimismo, se establecen en este documento los protocolos seguidos para la estimación del nivel de confianza asociado a los resultados de estado o potencial ecológico ofrecidos.

Este documento se diseñó inicialmente como guía para obtener un diagnóstico del estado de partida para el Plan Hidrológico de Cuenca (PHC) 2009-2015. Con la versión 5.14 se actualiza el contenido para ajustarse a la evaluación del estado realizada como base para el Plan Hidrológico 2022-2027.

La evaluación anual del estado durante los años sucesivos se deberá ajustar, en la medida de lo posible, al contenido de este documento, con las adaptaciones y actualizaciones que, en su caso, sea preciso introducir.

En el procedimiento seguido se han respetado en todo momento las especificaciones contenidas en el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica (RPH), en la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica (IPH), y, en los ya citados, RDSE y Real Decreto 1/2016. En el año 2020 se publica por parte de la Dirección General del Agua la Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterráneas (en adelante Guía de evaluación de estado), esta guía se ha aplicado en la evaluación del estado 2019 en todo lo que ha sido posible. En este documento se van a especificar las particularidades con respecto a los contenidos de la guía que se han tenido en cuenta para la evaluación del estado del año 2019, que es el estado de referencia para el plan hidrológico del tercer ciclo.

De acuerdo con lo anterior, el estado ecológico de las masas de agua superficiales naturales de las categorías río y lago se ha clasificado como muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo, mientras que el potencial ecológico de las masas de agua artificiales o muy modificadas de las categorías río, lago y embalse se ha clasificado como bueno o superior, moderado, deficiente o malo.

[1] No se incluyen los 4 embalses situados en la zona internacional (Miranda, Picote, Bemposta y Pocinho).

En ambos casos, la asignación a una u otra clase se basa en el peor de los valores de los elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos considerados. El estado o potencial ecológico para cada una de las masas de agua se ofrece junto con una valoración del nivel de confianza asociado a los resultados obtenidos.

Por otro lado, el estado químico de las masas de agua superficial se ha clasificado como "bueno" o "no alcanza el bueno", en función de que se cumplan o no las normas de calidad ambiental establecidas a nivel europeo por la Directiva 2013/39/UE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto de 2013, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y su transposición en el RDSE.

Finalmente, con los resultados de estado ecológico y de estado químico de las masas de agua superficiales naturales se evalúa el estado final, clasificándolo como "bueno o mejor", en caso de que su estado ecológico sea bueno o muy bueno y su estado químico sea bueno, o bien como "peor que bueno", en el resto de los casos. Con las masas de agua artificiales o muy modificadas se procede de un modo similar, obteniéndose un estado "bueno o mejor" cuando el potencial ecológico es bueno o superior y el estado químico es bueno, y un estado "peor que bueno" cuando no se cumplen ambas condiciones simultáneamente.

2. PROCEDENCIA DE LA INFORMACIÓN DE PARTIDA

Para la evaluación del estado/potencial ecológico de las masas de agua se deberá utilizar toda la información disponible a nivel de masa de agua. No obstante, tal y como se explica en apartados posteriores de este documento, para realizar dicha evaluación se tendrá en cuenta la información más reciente (siempre que sea representativa) disponible en cada masa de agua. Por otro lado, la explotación de los programas de seguimiento deberá llevarse a cabo de tal forma que, cada año natural, sea posible obtener nuevos datos en aquellas masas de agua en las que la información disponible para realizar el diagnóstico sea más antigua. De este modo, una óptima explotación de los programas de seguimiento debería permitir obtener una evaluación anual del estado/potencial ecológico de todas las masas de agua de la cuenca del Duero, integrando información procedente de un periodo no superior a 6 años, coincidente con el ámbito temporal que abarca un ciclo de Planificación Hidrológica.

La información de partida sobre los diferentes elementos de calidad considerados en la evaluación del estado ecológico y del potencial ecológico de las masas de agua de la CHD procede de la explotación de los diferentes programas de seguimiento para el control del estado de las masas de agua superficiales.

El estado químico se deberá calcular cada año natural a partir de la información analítica procedente del año anterior. En su caso, la metodología preverá la posibilidad de agregar la información correspondiente a un ciclo de planificación completo a la hora de realizar el diagnóstico del estado químico de las masas de agua.

2.1. PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES

Los programas de seguimiento del estado de las masas de agua superficial, recogen información sobre indicadores biológicos, indicadores físico-químicos (de condiciones generales, contaminantes específicos y sustancias prioritarias) e indicadores hidromorfológicos.

Por tanto, para cada uno de los indicadores de una masa de agua, existen las siguientes posibilidades:

1. Que dispongamos de un solo dato anual.
2. Que dispongamos de varios datos tomados en un mismo año (procedentes de campañas realizadas por diferentes empresas en un mismo año o de muestreos realizados en diferentes épocas del año dentro de una campaña realizada por la misma empresa).
3. Que dispongamos de varios datos tomados en diferentes años.
4. Que no dispongamos de ningún dato (cuando no se haya recabado información sobre ese indicador a lo largo del año considerado).

El proceso lógico llevado a cabo para seleccionar los datos utilizados a nivel de indicador para obtener un valor final para el cálculo del estado anual de una determinada masa de agua vendría

condicionado por la casuística existente en cuanto a la procedencia de la información disponible, como se detalla seguidamente:

A. Ausencia de datos→ Aquellas masas de agua en las que no se dispone de datos representativos de un determinado indicador a lo largo del periodo considerado se han evaluado con la información disponible; es decir, sin tener en cuenta dicho indicador para determinar su estado.

B. Un solo dato tomado en un mismo año→ Si únicamente disponemos de un valor para el indicador a lo largo del año y éste se puede considerar representativo de las condiciones de esa masa de agua (en el caso de ríos, ver criterios para valorar la representatividad, dentro de los apartados 3.3, 3.4 y 3.5), se toma dicho valor directamente para evaluar el estado de la masa.

C. Agregación temporal de datos intra-anuales de un mismo punto de muestreo (varios datos tomados en un mismo año)→ Una vez eliminados los datos no representativos y los "outliers", para cada punto de muestreo se ha calculado la media de los valores del indicador obtenidos en los diferentes momentos del año.[2] Si en la masa de agua hay un único punto de muestreo, el valor del indicador de ese año para toda la masa corresponderá con la media anual de dicho punto de muestreo.

D. Agregación espacial de datos de una misma masa de agua (varios datos tomados en diferentes puntos de muestreo)→ Cuando nos encontramos con más de un punto de muestreo por masa de agua, se ha considerado que, salvo que sea posible demostrar lo contrario, todos tienen la misma representatividad, independientemente de su ubicación dentro de la masa, ya que cada masa de agua debería ser homogénea, por definición. En este sentido, aunque el estado que resultase en cada uno de los puntos de muestreo de la masa por separado no fuera el mismo, no se ha establecido ningún tipo de diferenciación o ponderación al respecto, puesto que se entiende que, al agregar la información, se tienden a compensar estadísticamente las posibles desviaciones en las medidas debido a la incertidumbre asociada tanto a los muestreos como a los análisis realizados en cada punto de muestreo. Por tanto, cuando existe más de un punto de muestreo en una misma masa de agua, se calcula el valor medio anual del indicador con todos los datos de los diferentes puntos de muestreo ubicados dentro de la masa de agua tomados durante ese año, dando el mismo peso a cada uno de los datos, como si todos procediesen de un único punto de muestreo, siempre que todos los datos tomados en los diferentes puntos de muestreo tengan la misma representatividad. En el caso particular de los indicadores biológicos, para los que se han diferenciado distintos grados de representatividad de los datos (alta/baja), cuando en una misma masa tenemos, para un mismo año, datos de distinta representatividad procedentes de varios puntos de muestreo, el valor anual del indicador biológico estará condicionado únicamente por los datos que lleven asociada la representatividad más alta de los disponibles, o lo que es lo mismo, para calcular la media anual no se considerarán los datos de menor representatividad.

[2] Tener en cuenta los criterios establecidos en los protocolos a este respecto. Por ejemplo, en el caso de las métricas de fitoplancton en embalses, únicamente se hace la media de los muestreos en periodo de estratificación térmica.

E. Agregación temporal de datos interanuales (varios datos tomados en diferentes años)→ Puesto que el objetivo final perseguido es el diagnóstico del estado de las masas de agua de las categorías río, lago o embalse en un determinado año natural (o hidrológico), se ha considerado que, para cada indicador, el resultado válido es aquel calculado con los datos más recientes disponibles; una vez comprobado que sean suficientemente representativos. Según esto, para cada uno de los indicadores se ha utilizado el último valor anual disponible en la masa de agua (ya sea un dato único o la media anual). En consecuencia, los valores obtenidos en años anteriores no afectan al resultado del estado final.

Para la agregación de los datos desde el año 2018 se ha utilizó un nuevo criterio: a la hora de agregar datos, se utiliza el dato más reciente (aunque sea menos representativo que el dato anterior), en el caso de que la evaluación del estado obtenida con este dato sea igual o mejor que la que se obtendría con el dato anterior. Entre otras razones esto se justificaba porque los índices IPS e BMWP son índices aditivos, lo que quiere decir que nunca nos van a dar un estado por encima del que realmente se encuentra la masa de agua.

Por otra parte, también se introdujo el criterio de que no se utilizan en la agregación indicadores de hace más de seis años si se dispone de algún dato posterior.

En resumen, estos serían los criterios de 2018:

1. Si hay dato BIO de 2018 y el BIO anterior es anterior a 2013, sea cual sea la representatividad de 2018 se actualiza el dato.
2. Si hay índices BIO de 2018 que salen mejores al de la agregación anterior, aun teniendo representatividad menor, se SELECCIONAN
3. Si hay índices BIO de 2018 que IGUALAN la VALORACIÓN de la agregación anterior, aun teniendo representatividad menor, se SELECCIONAN

Con respecto a la hidromorfología, a partir de 2018:

- Se dejan de valorar los indicadores HMF-CHD (tal y como se explica en el apartado de hidromorfología)
- Para el QBR se sustituye el “Bueno” por “Peor que muy bueno.

Además, el estado podrá resultar de la combinación de indicadores medidos en diferentes años.

Con respecto al estado 2019, al comenzar a aplicar los criterios de la guía, en resumen se ha hecho lo siguiente con respecto a la agregación:

- **Masas de agua sin datos de 2019: agregación como se ha explicado para 2018.**
- **Masas de agua con datos en 2019: se han exceptuado los indicadores biológicos con representatividad de muestreo baja, y en su lugar no se han arrastrado datos de años anteriores. La masa de agua solo se evalúa con aquellos indicadores biológicos cuya representatividad de muestreo haya sido media o alta.**

Por otro lado, es preciso disponer de un diagnóstico de estado que abarque todo el periodo coincidente con horizonte de planificación hidrológica, para lo cual se deberán tener en cuenta los siguientes criterios, recogidos en el anexo III apartado B.2 del RDSE:

- Cuando los resultados sean homogéneos, los indicadores se calcularán a partir de las series de datos disponibles del período completo de planificación, de 6 años de duración, que se está revisando.
- Cuando los resultados presenten una tendencia creciente, decreciente o variable, los indicadores se obtendrán a partir de las series de datos disponibles del último año del período. En este caso, se deberán analizar los datos que son representativos de la calidad o estado de la masa de agua descartando:

    - Datos con elevada incertidumbre, en cuyo caso se deberá aumentar la frecuencia de control.
    - Datos obtenidos en circunstancias de deterioro temporal provocado por causas excepcionales tanto naturales como de fuerza mayor o que no hayan podido preverse razonablemente.
    - Datos obtenidos en circunstancias derivadas de accidente.
    - Datos obtenidos en circunstancias de deterioro circunstancial del estado por existir presiones eventuales.
    - Datos de fiabilidad dudosa por causas desconocidas, en cuyo caso habría que incluir la masa de agua en el programa de control de investigación. Se deberá justificar si se deciden utilizar los datos obtenidos en las circunstancias antes descritas.

3. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN RÍOS NATURALES

3.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA NATURALES

El estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, y se evalúa comparando los valores de los indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos registrados en las masas de agua con los valores que obtendrían dichos indicadores en condiciones inalteradas; es decir, en condiciones de referencia.

Las condiciones de referencia para los distintos indicadores se han definido a nivel estatal, a partir de los datos procedentes de estaciones de control situadas en áreas donde la influencia antrópica no es significativa, por lo que reflejan el estado correspondiente a niveles de presión nulos o muy bajos, sin efectos debidos a urbanización, industrialización o agricultura/ganadería intensiva y, por lo tanto, con mínimas modificaciones físico-químicas, hidromorfológicas y biológicas. Actualmente se están revisando estas condiciones de referencia.

En primer lugar, para comparar la situación en la que se encuentra una masa de agua con la que tendría en condiciones naturales, es necesario asignar a cada masa de agua alguno de los 37 tipos de ríos recogidos en el anexo II, apartado A del RDSE. Las 646 masas de agua identificadas como río en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se han clasificado en el Plan Hidrológico 2022-2027 dentro de alguno de los 10 tipos siguientes:

Nº tipo	Denominación tipo	Nº total de masas de agua (incluyendo muy mod. Y artif.)	Nº de masas de agua naturales
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	78	76
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	155	89
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	106	93
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	71	56
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	43+3 (canales)	6
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	13	0
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	22	0
25	Ríos de montaña húmeda silícea	102	88
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	11	9
27	Ríos de alta montaña	42	40
	TOTAL	**643+3(canales)**	**457**[3]

Tabla 1. Tipos de masas de agua de la categoría río en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero 3er ciclo de planificación.

[3] La masa de agua 136 en 2015 se ha eliminado (era un canal).

Las estaciones correspondientes a la parte española de la cuenca del Duero incluidas en la red de referencia establecida por el actual Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico en ríos están situadas en masas de agua cuyos tipos corresponden a todos los presentes en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero, excepto los tipos 16 y 17, para los cuales se está trabajando en la selección de puntos de control.

3.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LOS RÍOS

Para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua superficiales naturales de la categoría río se consideran 5 clases, de forma que el límite entre las clases bueno y moderado vendrá determinado por el rango de valores que garantice el funcionamiento adecuado del ecosistema:

ESTADO ECOLÓGICO
Muy bueno
Bueno
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 2. Clasificación de los resultados de estado ecológico de ríos naturales y código de colores utilizado.

La clasificación del estado ecológico de cada masa de agua dentro de una categoría u otra está condicionada por los resultados obtenidos para una serie de elementos de calidad biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. La evaluación de dichos elementos de calidad se basa en la medición de indicadores representativos de cada uno de ellos. Los indicadores de calidad que contempla el RDSE, en su anexo II para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua de la categoría río son los que aparecen en la siguiente tabla.

Como novedades con respecto a estos indicadores recogidos en el RDSE, en la evaluación del estado del año 2019, se ha hecho lo siguiente:

- **Se ha estudiado introducir el indicador EFI+Integrado, de acuerdo a la Guía de evaluación del estado, aunque finalmente se ha decidido que no compute en la evaluación.**
- **Se han tenido en cuenta los contaminantes específicos de cuenca siguientes: el herbicida glifosato y su metabolito AMPA, utilizándose los límites que aparecen en el Anexo 5 de la Guía de evaluación del estado.**
- **No se ha tenido en cuenta el indicador QBR al entender que se ha visto superado por los 6 indicadores que forman el hexágono de caracterización hidromorfológica.**

GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Biológicos	Otra flora acuática: diatomeas	Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)
	Otra flora acuática: macrófitos	Índice biológico de macrófitos en ríos (IBMR)
	Fauna bentónica de invertebrados	Índice multimétrico ibérico-mediterráneo (IMMi-T)
		Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)
	Fauna ictiológica	EFI+INTEGRADO **(no computa)**
Hidromorfológicos	Régimen hidrológico	Representados en los 6 vértices del hexágono resultante de la caracterización y valoración hidromorfológica de la masa de agua
	Continuidad del río	
	Condiciones morfológicas	
		Índice de calidad del bosque de ribera (QBR) (no computa)
Físico-químicos	Condiciones generales: Condiciones de oxigenación	Oxígeno disuelto
	Condiciones generales: Condiciones de oxigenación	Tasa de saturación del oxígeno
	Condiciones generales: Estado de acidificación	pH
	Condiciones generales: Nutrientes	Amonio total
		Nitratos
		Fosfatos
	Contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas	Contaminantes del anexo V del Real Decreto 817/2015 (sustancias preferentes) Glifosato y AMPA

Tabla 3. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del estado ecológico en ríos (fuentes: RDSE y PHD)

De la Tabla 3 se han extraído los indicadores utilizados para la evaluación del estado ecológico en los ríos de la cuenca del Duero y, en función de los valores de los indicadores registrados en cada masa de agua, se obtiene una clasificación por separado para cada uno de los elementos de calidad y para cada uno de los grupos de elementos de calidad. El resultado final de la valoración del estado ecológico viene definido por el peor valor obtenido para cada elemento de calidad individualmente y, por tanto, por el peor valor obtenido para el conjunto de los indicadores de los elementos de calidad de un mismo grupo (biológicos, físico-químicos o hidromorfológicos).

Tanto para los indicadores físico-químicos como para los biológicos e hidromorfológicos, cuando el valor del indicador en la masa de agua coincide con el valor de corte entre dos categorías de estado, sin que esté especificado a cuál de ellas corresponde, hasta ahora se ha adoptado el criterio de asignarle la clase superior. Con la publicación de la guía, la clasificación en un estado u

otro cuando el resultado coincide con el límite se modula con la confianza que se asigna a esa evaluación.

Los indicadores de los elementos de calidad biológicos computan para la clasificación del estado ecológico como muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo. Por su parte, los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos son capaces de diferenciar entre las clases muy bueno, bueno y moderado. Por último, el QBR únicamente podía discriminar entre las clases de estado ecológico muy bueno y "peor que muy bueno", aunque no se ha utilizado en el 2019 como se ha dicho con anterioridad.

La Guía de evaluación de estado incorpora un tipo de evaluación del estado que permite mejorar el nivel de confianza de los indicadores biológicos a partir de los indicadores hidromorfológicos que además pasan a poder clasificar una masa de agua en un estado peor que bueno.

3.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS

3.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados

Para evaluar el estado ecológico de las masas de agua de la categoría río se han utilizado los únicos indicadores biológicos para los que se han establecido, de momento, condiciones de referencia y límites de cambio de clase:

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR	PROTOCOLO MUESTREO	PROTOCOLO DE CÁLCULO DE MÉTRICAS
Otra flora acuática: diatomeas	Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)	ML-R-D-2013	IPS-2013
Fauna bentónica de invertebrados	Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)	ML-Rv-I-2013	IBMWP-2013
	Índice multimétrico ibérico-mediterráneo (IMMi-T)	-	-
Otra flora acuática: macrófitos	Índice biológico de macrófitos en ríos (IBMR)[4]	ML-R-M-2015	IBMR-2015
Fauna ictiológica	EFI+INTEGRADO	ML-R-FI-2015 M-R-HMF-2019 MET-R-HMF-2019	

Tabla 4. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de los ríos.

Los protocolos de muestreo y cálculo de métricas están publicados en el siguiente enlace de la Web del Ministerio: http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-de-muestro-laboratorio-y-calculo-de-indices.aspx

[4] Indicador que requiere mejorar el nivel de confianza, bien porque no están intercalibrados, bien porque requiere mejorar su adaptación a los tipos nacionales.

En lo relativo a macrófitos en ríos, actualmente (año 2021) se siguen recopilando datos mientras se desarrolla un indicador adecuado. Los datos que se recopilan no se utilizan para el cálculo del indicador IBMR y, en consecuencia, tampoco para la evaluación del estado.

3.3.1.1. Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)

El IPS es un índice diatomológico que se obtiene a partir de los valores de sensibilidad específica y del grado de estenoicidad de cada taxón de diatomeas presente en las muestras recogidas en cada masa de agua mediante el procedimiento de raspado de sustratos con cepillo de dientes, aclarado y fijación de la muestra. La CHD utiliza este indicador de organismos fitobentónicos porque ha resultado ser el más adecuado a las características de la cuenca, ya que considera el valor autoecológico de todos los taxones presentes en cada una de las muestras.

Criterios de representatividad de los datos de IPS

Se han tenido en cuenta los condicionantes que pueden afectar al IPS para considerar como no representativos en el cálculo del estado ecológico los datos procedentes de:

- Muestreos realizados en otoño o invierno, es decir, fuera de la época de primavera-verano (floración).
- Muestras de diatomeas mal fijadas (como es el caso de las diatomeas recogidas en la campaña INFRA 2005).
- Muestras de diatomeas que presentan pocas valvas, debido a que han sido tomadas en zonas que recientemente se encontraban emergidas (poco tiempo después de una crecida) o a otras causas, de forma que, ya en el laboratorio, se comprueba que no se alcanza el número mínimo de 400 valvas necesario para la aplicación del IPS.
- Muestras recogidas en zonas de sombra, puesto que la escasez de luz afecta directamente a la proliferación de las diatomeas; bajando la puntuación del índice IPS sin que dicho descenso responda necesariamente a un empeoramiento del estado ecológico. Dicho de otro modo, el muestreo en zonas de sombra puede dar lugar a falsos positivos, a falsos incumplimientos. A estos efectos, se consideran como muestreos en zonas de sombra aquellos que así lo reflejen en sus observaciones de campo. Para que se dé esta circunstancia, el tramo debe estar completamente en sombra durante todo el día; es decir, tramos en los que, al mirar hacia arriba, no se vea el cielo por la densidad de vegetación. En cualquier otro caso, la representatividad bajará a B.
- Muestreos realizados en masas de agua para las que se haya declarado un deterioro temporal por alguna circunstancia (desembalses extraordinarios, vaciados de embalses, construcción o modificación de depuradoras, etc.).

De acuerdo a lo establecido en la actualización del protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos para poder evaluar la representatividad de los muestreos de diatomeas se registrarán en las planillas de campo y se incorporarán en los datos registrados en NABIA.

1. SUSTRATOS DE MUESTREO

Se señalará el sustrato sobre el que se ha realizado el muestreo de diatomeas (las muestras deberán proceder únicamente de un sustrato de muestreo):

1: Sustrato duro

2: Sustrato artificial: especificar el tiempo de exposición del sustrato en el medio.

3: Estructura (pilares de puentes, azudes, defensas…)

4: Macrófitos: Siempre que sea posible, se priorizarán sustratos del 1 al 3 (por ese orden) sobre el de macrófitos (4).

2. CONDICIONES MUESTREO

Para la toma de muestras, se tendrán en cuenta las indicaciones generales señaladas en el punto 7 del protocolo de muestreo y se registrarán, tanto en las plantillas de campo como en NABIA, las siguientes particularidades de la toma de muestra:

ZONA

- ☐ Cauce
- ☐ Orilla

CORRIENTE

- ☐ Zona lótica
- ☐ Zona léntica

SOMBRA

- ☐ Zona sombreada
- ☐ Zona soleada

Se considera Zona sombreada si todo el día permanece en sombra (no en el momento del día en el que se realiza el muestreo); y como Zona soleada si recibe sol en algún momento del día.

De entre los datos representativos de IPS, se ha priorizado la utilización de aquellos considerados de mayor representatividad en función del sustrato escogido para el muestreo de fitobentos, para lo cual se les ha asignado la codificación correspondiente (A o B de la siguiente tabla):

REPRESENTATIVIDAD	DESCRIPCIÓN
Alta (A)	Muestreo realizado sobre superficies duras naturales, superficies verticales de infraestructuras artificiales o sustratos artificiales.
Baja (B)	Muestreo realizado sobre vegetación acuática (macrófitos), o muestreo realizado sobre sustrato no especificado, circunstancia que se produce en todos los muestreos realizados entre 2003 y 2006. Muestreo realizado en zonas de sombra, cuando no se den los supuestos de no representatividad que figuran anteriormente.
No Representativo (NR)	Cuando, para un determinado muestreo, no se cumplen ni siquiera los criterios para la asignación de representatividad B.

Tabla 5. Representatividad de los muestreos de diatomeas para la obtención del IPS en ríos.

De cara a los muestreos de los próximos años se aplicarán los criterios del apartado correspondiente de la Guía de evaluación de estado.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IPS

En la tabla mostrada seguidamente se incluyen los valores de referencia y límites de cambio de clase utilizados para la valoración del IPS, según los valores recogidos en el anexo II, apartado A.2 del RDSE (Ríos: Condiciones de referencia y límites de cambio de clases de estado).

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado (RCE)[5]			
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	18,5	0,93	0,70	0,46	0,23
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	18,2	0,91	0,68	0,46	0,23
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	18,5	0,94	0,71	0,47	0,24
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	18	0,91	0,68	0,46	0,23
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	17,7	0,98	0,73	0,49	0,24
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	16,4	0,97	0,73	0,49	0,24
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	12,9	0,90	0,67	0,45	0,22
25	Ríos de montaña húmeda silícea	18,2	0,94	0,70	0,47	0,24
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	18,6	0,93	0,70	0,47	0,23
27	Ríos de alta montaña	18,9	0,94	0,71	0,47	0,24

Tabla 6. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IPS en masas de agua río.

3.3.1.2. Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)

Como indicador de fauna bentónica de invertebrados, se utiliza el IBMWP, que es un índice semicuantitativo que requiere el muestreo de macroinvertebrados acuáticos y su posterior identificación a nivel de familia, ya que la puntuación obtenida depende de la tolerancia a la contaminación de cada familia.

La metodología de muestreo seguida para la captura de macroinvertebrados ha ido variando a lo largo de las diferentes campañas en función de los criterios que se iban fijando en este sentido

[5] RCE (Ratio de calidad ecológica): Relación entre los valores observados en la masa de agua y los correspondientes a las condiciones de referencia del tipo al que pertenece dicha masa de agua, expresado mediante un valor numérico comprendido entre 0 y 1.

por parte de la Dirección General del Agua del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.Esta circunstancia podría condicionar la valoración resultante.

CAMPAÑA	METODOLOGÍA DE MUESTREO MACROINVERTEBRADOS
URS 03	IBMWP
ULE 04	-
INFRA 04	20 *Kicks*
URS 04	IBMWP
INFRA 05	IBMWP
ULE 05	-
INFRA 06	IBMWP y 20 *Kicks*
ULE 06	5-8 minutos
INFRA 07	IBMWP y 20 *Kicks*
INFRA 08	20 *Kicks*
URS 09	
INFRA 09	
ICAOLIVO 10-13	
DENGA-IPROMA 14-15	

Tabla 7. Diferentes metodologías de muestreo de macroinvertebrados en las diferentes campañas realizadas en ríos hasta 2015.

Criterios de representatividad de los datos de IBMWP

La falta de representatividad de alguno de estos datos, como consecuencia de la época de muestreo, las condiciones hidrológicas, la utilización de sustratos artificiales en tramos no vadeables y/o la dificultad de acceso a todos los hábitats presentes en el tramo a muestrear implica que no se hayan tenido en cuenta, a la hora de dar un diagnóstico de estado, los valores de IBMWP procedentes de los siguientes muestreos:

- Muestreos realizados en otoño o invierno, que podrían sesgar el resultado de estado final, al encontrarse las poblaciones de macroinvertebrados en una fase no óptima de su desarrollo. Este criterio viene establecido en el PROTOCOLO DE MUESTREO Y LABORATORIO DE FAUNA BENTÓNICA DE INVERTEBRADOS EN RÍOS VADEABLES, CÓDIGO: ML-Rv-I-2013, aprobado por instrucción de Secretario de Estado de Medio Ambiente de 22 de noviembre de 2013.
- Muestras de macroinvertebrados mal fijadas.
- Muestreos realizados en condiciones hidrológicas adversas y/o extraordinarias (poco tiempo después de una crecida; cauces secos o semisecos).
- Muestreos realizados en masas de agua para las que se haya declarado un deterioro temporal por alguna circunstancia (desembalses extraordinarios, vaciados de embalses, construcción o modificación de depuradoras, etc.).

- Tramos no vadeables en toda su extensión, en los que sólo se han podido utilizar sustratos artificiales (cestas-trampa) y no se ha podido realizar un muestreo complementario de orillas. Se ha comprobado que los resultados no son comparables a los obtenidos siguiendo el protocolo de muestreo oficial, habiéndose encontrado una infravaloración sistemática del estado al utilizar sustratos artificiales, presumiblemente por no tener acceso a todos los hábitats existentes en el río y/o por fenómenos de competencia dentro de las cestas. Este tipo de muestreos solamente se realizó en las campañas URS 04, INFRA 05, INFRA 06 e INFRA 07.
- Tramos con hábitats vadeables y no vadeables en los que se colocaron sustratos artificiales, pero no se pudieron recoger todos, alguno no se pudo considerar como válido, o se recogieron después de más de 30 días (lo que infravaloraría el estado por la posible existencia de fenómenos de competencia dentro de las cestas).
- Muestreos incompletos, en los que no se han podido muestrear todos los hábitats presentes en el tramo por imposibilidad de acceso, aún sin utilización de sustratos artificiales.

Una vez eliminados los datos no representativos, los datos representativos obtenidos se deben ordenar en función de su mayor o menor representatividad. Los datos representativos obtenidos antes de 2007, sobre los que no tenemos información para establecer distintos grados de representatividad, se han considerado con representatividad baja (caso más desfavorable).

En el año 2017 se publicó una adenda al protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables, donde se establecieron los siguientes criterios para la asignación de un valor de representatividad al muestreo de macroinvertebrados, teniendo en cuenta los hábitats presentes en el tramo de muestreo, su porcentaje de ocupación y laposibilidad de acceder a los mismos para muestrearlos, se define la representatividad del muestreo:

REPRESENTATIVIDAD	DESCRIPCIÓN
Alta (A)	si se pueden muestrear todos los hábitats presentes en el tramo y repartir los kicks de manera proporcional a la presencia de los distintos hábitats.
Media (M)	se muestrean todos los hábitats pero no de manera proporcional a su presencia en el tramo, por no ser vadeable o por dificultad de acceso a todos los hábitats, hay hábitats subestimados y otros sobrestimados.
Baja (B)	muestreo incompleto, no muestreados todos los hábitats.

Tabla 8. Representatividad de los muestreos de macroinvertebrados para la obtención del IBMWP en ríos a partir de 2017[6]

Añadir la representatividad del muestreo a la planilla de campo e incorporarla a los datos registrados en NABIA.

Hasta el 2017 estos eran los criterios de representatividad:

[6] A partir de 2010, no se aceptan muestreos con cestas.

REPRESENTATIVIDAD	DESCRIPCIÓN
Alta (A)	En ríos vadeables, se han podido muestrear todos los hábitats presentes en el tramo y se han distribuido los *kicks* de manera proporcional a su presencia.
Baja (B)	Muestreo realizado en todos los hábitats presentes en el tramo, pero no de manera proporcional a su presencia (por imposibilidad de acceso). En ríos no vadeables, se ha podido realizar un muestreo de 20 *kicks* desde las zonas accesibles y no ha sido necesaria la utilización de cestas trampa, o bien se han colocado cestas, pudiéndose recoger todas después de mantenerlas en torno a 20 días y se ha realizado un muestreo complementario de orillas[7]. También muestreos realizados entre 2003 y 2006, para los que no se especifican las condiciones de muestreo. Muestreos realizados a partir de la segunda quincena de julio (salvo situaciones hidrológicas excepcionales)
No Representativo (NR)	Cuando, para un determinado muestreo, no se cumplen ni siquiera los criterios para la asignación de representatividad B.

Tabla 9. Representatividad de los muestreos de macroinvertebrados para la obtención del IBMWP en ríos hasta el año 2017[8]

De cara a los muestreos de los próximos años se aplicarán los criterios del apartado correspondiente de la Guía de evaluación de estado.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMWP

La evaluación del estado para el IBMWP también se basa los valores recogidos en el anexo II, apartado A.2 del RDSE citado anteriormente:

[7] En el periodo 2003-2009 no se ha encontrado ningún caso en el que los muestreos con cestas trampa hayan cumplido todas las condiciones para considerarse representativos, ya que en ese momento no se tenía conocimiento de que mantener las cestas en el tramo durante más de 30 días puede ocasionar fenómenos de competencia entre las distintas especies de macroinvertebrados, lo que distorsionaría el resultado del IBMWP.
[8] A partir de 2010, no se aceptan muestreos con cestas.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	136	0,76	0,46	0,27	0,12
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	123	0,75	0,46	0,27	0,11
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	193	0,82	0,50	0,30	0,12
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	186	0,82	0,50	0,30	0,12
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	172	0,69	0,42	0,24	0,10
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	136	0,86	0,52	0,31	0,13
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	107	0,79	0,48	0,28	0,15
25	Ríos de montaña húmeda silícea	217	0,71	0,44	0,26	0,11
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	204	0,88	0,53	0,31	0,13
27	Ríos de alta montaña	168	0,87	0,53	0,32	0,13

Tabla 10. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMWP en masas de agua río.

3.3.1.3. Índice biológico de macrófitos en ríos (IBMR)

Indicador de flora acuática incluido por el RDSE dentro de los elementos de calidad biológicos. Es un índice semicuantitativo orientado a la obtención de datos de composición y abundancia de macrófitos (plantas acuáticas visibles a simple vista, entre las que se encuentran plantas vasculares, briófitos y macroalgas tales como algas caráceas y otros grupos) y de sus coberturas en la estación de muestreo. Requiere la identificación y el procesado en laboratorio de los diferentes taxones recogidos mediante el protocolo correspondiente (ML-R-M-2015)

Para más información ver apartado de la Guía de evaluación de estado relativo a la representatividad del muestreo de macrófitos.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMR

La evaluación del estado para el IBMR también se basa en los valores recogidos en el anexo II, apartado A del RDSE citado anteriormente:

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	11,5	0,97	0,73	0,48	0,24
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	13,4	0,97	0,73	0,48	0,24
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	11,1	0,91	0,68	0,45	0,23
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	12,1	0,83	0,62	0,41	0,21
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	9,3	0,91	0,68	0,45	0,23
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	9,9	0,95	0,71	0,48	0,24
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	10,4	1	0,75	0,5	0,25
25	Ríos de montaña húmeda silícea	13,7	0,95	0,71	0,47	0,24
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	12,2	0,94	0,71	0,47	0,24
27	Ríos de alta montaña	12,3	0,94	0,70	0,47	0,23

Tabla 11. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMR en masas de agua río.

Para el caso del IBMR, como se trata de un índice nuevo, la representatividad asignada vendrá definida en función de la zona de cauce a muestrear, las características del tramo (vadeable o no vadeable), mayor o menor transparencia, etc.

En lo relativo a macrófitos en ríos, actualmente se siguen recopilando datos mientras se desarrolla un indicador adecuado. Los datos que se recopilan no se utilizan para el cálculo del indicador IBMR y, en consecuencia, tampoco para la evaluación del estado.

3.3.1.4. Índice EFI+Integrado

El índice EFI+ Integrado, es un índice que ha sido introducido por la Guía de evaluación del estado, aprobada en 2020, resultante de la combinación de las métricas del índice de fauna piscícola EFI + y de los Indicadores indirectos de hábitat específicos para la fauna ictiológica (IIdeH-FP) descritos en este documento.

A continuación, se describe el índice EFI+ y los indicadores indirectos de hábitat (IIdeH):

El índice EFI+.

El índice EFI+ (New European Fish Index, versión 2009) evalúa el estado de la fauna piscícola a través de distintos factores bióticos y abióticos en función de dos tipos de tramos fluviales, ciprinícolas y salmonícolas.

Indicadores indirectos de hábitat para la fauna piscícola (IIdeH-FP).

Los IIdeH-FP son la expresión de los parámetros abióticos que dan sustento a los elementos de calidad biológicos y permiten inferir el estado biológico a través de su "soporte" HMF y mejorar el conocimiento del funcionamiento del ecosistema acuático. Se obtienen a partir de la caracterización HMF prevista en el Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos y el Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río.

Del conjunto de indicadores previstos para caracterizar el hábitat, se seleccionan los más sensibles a la fauna piscícola (IIdeH-FP):

- **Caudal e Hidrodinámica**. Los caudales disponibles en la MSPF y la alteración de la dinámica de los mismos afectan a la fauna piscícola, especialmente a las especies autóctonas.
- **Estructura y sustrato del lecho**. Las distintas especies necesitan tipos de sustrato específicos para depositar los huevos. La alteración del lecho provoca la pérdida de sustratos adecuados para la freza de determinadas especies piscícolas, la acumulación de sedimentos finos, por ejemplo, favorece la presencia de especies alóctonas, frente a autóctonos Ciprinícolas que necesitan sustratos duros.
- **Continuidad del río**. Las barreras longitudinales no permeables a las especies de fauna piscícola de un tramo impiden su distribución a lo largo del río.

Estos tres IIdeH-FP se obtienen a través de los vértices 1, 3 y 5 del hexágono de evaluación de la caracterización HMF de los protocolos mencionados.

Cálculo del índice EFI+ Integrado

El EFI+ Integrado se calcula de la siguiente forma:

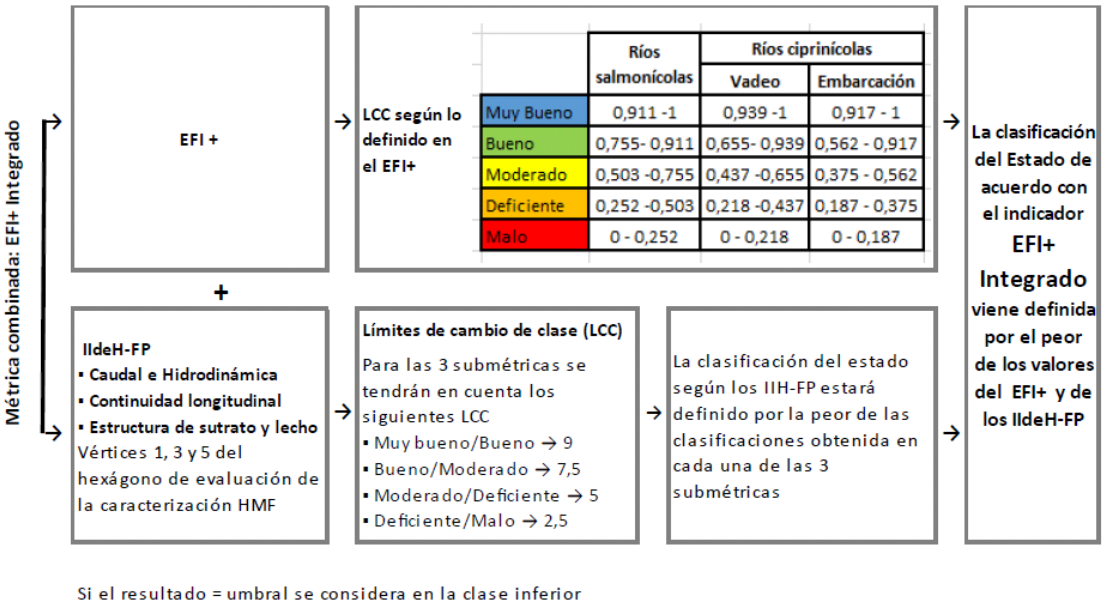


Figura 1. Cálculo EFI+ INTEGRADO

3.3.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad biológicos

Tanto para el IPS, como para el IBMWP , se considera un único valor anual por masa de agua, que se corresponde con el único dato recogido ese año (si sólo disponemos de un dato anual), o bien con la media de todos los datos recogidos ese año, siempre que todos ellos tengan la misma representatividad. Si en los diferentes puntos de muestreo de una masa de agua se obtienen durante el mismo año datos de distinta representatividad, la media anual se calcula solo con los datos de representatividad más alta de los disponibles. En ambos casos, la representatividad asociada a los valores anuales será la que corresponda a los datos de partida.

A fin de ofrecer un diagnóstico del estado ecológico en el momento de inicio del PHC, de entre los datos anuales disponibles para cada uno de los indicadores biológicos, hasta el año 2017, se ha seleccionado el valor anual más representativo y, a igual representatividad, el más reciente; es decir, se debe seleccionar siempre el último dato de mayor representatividad, de manera que un dato de representatividad alta (A) prevalece sobre otro de representatividad baja (B), aunque sea más antiguo. En la evaluación del estado del año 2018 a la hora de calcular el estado agregado se ha escogido el dato más reciente, aunque sea menos representativo, si la evaluación del estado con este dato más reciente es igual o mejor que con el dato más antiguo, como se explica en el apartado 2.1.

En el año 2019, en las masas con datos de 2019, se ha evaluado el estado con los indicadores biológicos con representatividad de muestreo media o alta; en aquellas masas que no tenían datos de 2019 se ha "heredado" el estado tal y como se hizo en 2018.

Estos datos de IPS e IBMWP se comparan con los umbrales recogidos en las tablas: Tabla 6, Tabla 10, de este documento, respectivamente, con lo que se obtiene la clase de estado ecológico definida por cada uno de estos indicadores para las diferentes masas de agua.

El último paso necesario para obtener una clasificación de estado de la masa de agua río en función de los indicadores biológicos sería aplicar el principio "one out, all out", según el cual se debe escoger el peor valor obtenido para cada uno de los elementos de calidad biológicos por separado. De acuerdo a lo anterior, el indicador con la valoración más baja es el que condiciona la evaluación del estado ecológico, ya que teóricamente sería aquel que mejor responde a la presión a la que está sometida la masa.

Podría darse el caso de masas de agua para las que no se disponga de ningún valor representativo de los indicadores biológicos, pero sí de indicadores físico-químicos; de forma que su estado ecológico final se evalúe sin tener en cuenta los indicadores biológicos. A esos resultados se les ha venido asociando directamente un bajo nivel de confianza (según la metodología cualitativa desarrollada por la CHD y que se expone en el apartado 5), ya que existe cierta probabilidad de que el estado ecológico esté determinado precisamente por los elementos de calidad biológicos, de los cuales no hay información. **Esta forma de proceder estaba en la línea de los criterios de confianza que ha venido a establecer la Guía de evaluación del estado. No obstante, por regla general, no se da este tipo de evaluaciones ya que el estado agregado selecciona el último indicador biológico representativo.**

El indicador EFI+ ha sido exceptuado para la evaluación del estado 2019, como se explica en el apartado 3.2.1 del anejo 8.2 del Plan.

3.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS

3.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados

Siguiendo los criterios establecidos por la normativa vigente, en la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos se han tenido en cuenta tanto las *condiciones físico-químicas generales* como los *contaminantes específicos*. En cuanto a los contaminantes específicos, se consideran como tales, a efectos de cálculo del estado ecológico, aquellas sustancias preferentes incluidas en el anexo V del RDSE,

Concretamente, los indicadores físico-químicos considerados en la evaluación del estado ecológico son los detallados a continuación:

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Condiciones generales: Condiciones de oxigenación	Oxígeno disuelto (OD) Tasa de saturación de oxígeno
Condiciones generales: Estado de acidificación	pH[9]
Condiciones generales: Nutrientes	Amonio total Nitratos Fosfatos
Sustancias preferentes *(anexo V RDSE)*	Clorobenceno Diclorobenceno (suma isómeros orto, meta y para) Etilbenceno Metolacloro Terbutilazina Tolueno 1,1,1-Tricloroetano Xileno (suma isómeros orto, meta y para) Cianuros totales Fluoruros Arsénico Cobre Cromo Cromo VI Selenio Zinc
Contaminantes específicos de cuenca (a partir de 2019)	Glifosato AMPA

[9] Cuando existan, para un mismo muestreo, valores de campo y laboratorio del parámetro pH, el valor final a considerar será el resultante del cálculo de la media de ambos valores.

Tabla 12. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos de las masas de agua río.

3.4.1.1. Condiciones generales

Los datos de los parámetros descriptores de las condiciones generales proceden de las diferentes campañas realizadas en la explotación de los programas de seguimiento.

Criterios de representatividad de los datos de condiciones generales

Se debe valorar la representatividad de los indicadores físico-químicos de condiciones generales, tanto en relativo a las condiciones de muestreo, como en lo que respecta a la analítica propiamente dicha. A continuación se detallan algunos criterios por los cuales un muestreo o análisis se puede considerar no representativo y, por lo tanto, no debe ser tenido en cuenta para la determinación del estado ecológico:

- Muestreos realizados en condiciones hidrológicas adversas y/o extraordinarias (poco tiempo después de una crecida; cauces secos o semisecos).
- Muestreos realizados en masas de agua para las que se haya declarado un deterioro temporal por alguna circunstancia (desembalses extraordinarios, vaciados de embalses, construcción o modificación de depuradoras, etc.).
- Amonio procedente de las campañas URS 03, INFRA 04, URS 04, INFRA 05, INFRA 06, ULE 06 y URS 09, que se midió con un kit de campo, mediante un método analítico no validado y, por lo tanto, cuyos resultados se consideran menos fiables que los ofrecidos por los análisis de laboratorio.
- Nitratos procedentes de las campañas INFRA 06 y ULE 06, que se midieron con kit de campo, por el mismo motivo expuesto anteriormente.
- Nitratos procedentes de la campaña URS 09, que se conservaron hasta 15 días a Tª ambiente, durante los cuales existe una alta probabilidad de ocurrencia de reacciones de oxidación, reducción, nitrificación y desnitrificación microbiana, que ponen en serio compromiso la validez del dato y, por lo tanto, su utilización en la valoración del estado.
- Oxígeno disuelto procedente de las campañas INFRA 05 e INFRA 06, en las que no se realizó una calibración diaria de la sonda de medida de este parámetro, lo que reduce significativamente la fiabilidad de los datos obtenidos.

De cara a los muestreos de los próximos años se aplicarán los criterios del apartado correspondiente de la Guía de evaluación de estado. ***Límites de cambio de clase de estado ecológico para condiciones generales***

Con todos los datos anuales disponibles para cada indicador, se ha calculado el valor medio, que se debe cotejar con los límites de cambio de clase incluidos en el anexo II, apartado A.2 (*Ríos: Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado*) del RDSE en función del ecotipo, a fin de determinar la clasificación de la masa de agua dentro de la clase moderado, bueno o muy bueno:

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase pH	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	6-8,4	5,5-9
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	6-8,4	5,5-9
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	Ecotipo sin referencia	6,5-8,7	6-9
27	Ríos de alta montaña	Ecotipo sin referencia	6-8,4	5,5-9

Tabla 13. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador pH en masas de agua río.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase Oxígeno disuelto (mg/L)
			Muy Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	5
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	5
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	Ecotipo sin referencia	5
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ecotipo sin referencia	5
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	5
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	5
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	5
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	5
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	Ecotipo sin referencia	5
27	Ríos de alta montaña	Ecotipo sin referencia	5

Tabla 14. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Oxígeno disuelto en masas de agua río.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase Tasa de Saturación de Oxígeno (% saturación)	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	70-105	60-120
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	Ecotipo sin referencia	70-100	60-120
27	Ríos de alta montaña	Ecotipo sin referencia	70-105	60-120

Tabla 15. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador % Oxígeno en masas de agua río.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase Amonio (mg NH_4/L)	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	0,3	1
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	0,3	1
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6
27	Ríos de alta montaña	Ecotipo sin referencia	0,2	0,6

Tabla 16. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Amonio en masas de agua río.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase Fosfatos (mg PO_4/L)	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	0,4	0,5
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4
27	Ríos de alta montaña	Ecotipo sin referencia	0,2	0,4

Tabla 17. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Fosfatos en masas de agua río.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase Nitratos (mg NO_3/L)	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	10	25
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	10	25
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	Ecotipo sin referencia	10	25
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ecotipo sin referencia	10	25
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	10	25
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	10	25
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	10	25
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	10	25
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	Ecotipo sin referencia	10	25
27	Ríos de alta montaña	Ecotipo sin referencia	10	25

Tabla 18. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Nitratos en masas de agua río.

Hasta la publicación de la Guía con estos datos se obtenía la media anual de los parámetros del grupo de condiciones generales, los valores que se encuentren por debajo del límite de cuantificación (LC) o no detectados (ND) se deberán considerar como la mitad de dicho límite (LC), según lo establecido en el anexo III, apartado C.2 del RDSE (*Cálculo de valores medios*). A partir de la publicación de la Guía de evaluación de estado (2020) se calculará la mediana de los datos anuales.

3.4.1.2. Sustancias preferentes y contaminantes específicos de cuenca

Con todos los datos anuales disponibles para cada indicador se calculará su valor medio por masa de agua. Dicho valor se debe cotejar con las normas de calidad ambiental incluidas en el anexo V del RDSE.

En el año 2019 se introducen, en el Plan Hidrológico, los indicadores glifosato y AMPA como contaminantes específicos de cuenca, utilizándose para su evaluación las NCA-MA del anexo 5 de la Guía de evaluación del estado.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para sustancias preferentes y contaminantes específicos

El límite entre las clases de estado "muy bueno" y "moderado" para los contaminantes específicos coincide con las normas de calidad ambiental establecidas para aguas superficiales continentales en el anexo V del RDSE, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, que deroga el Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.

En dicha norma se determina que la masa de agua cumple la norma de calidad ambiental cuando la media aritmética de las concentraciones medidas distintas veces durante el año, en cada punto de control representativo de la masa de agua, no excede los valores que se recogen en la tabla siguiente:

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS	NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL-MEDIA ANUAL (µg/L) = límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado	
1,1,1-Tricloroetano	100	
Arsénico total	50	
Cianuros totales	40	
Clorobenceno	20	
Cobre	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)	VMA
	$CaCO_3 \leq 10$	5
	$10 < CaCO_3 \leq 50$	22
	$50 < CaCO_3 \leq 100$	40
	$CaCO_3 > 100$	120
Cromo	50	
Cromo VI	5	

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS	NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL-MEDIA ANUAL (µg/L) = límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado	
Diclorobenceno (suma isómeros orto, meta y para)	20	
Etilbenceno	30	
Fluoruros	1.700	
Metolacloro	1	
Selenio	1	
Terbutilazina	1	
Tolueno	50	
Xileno (suma isómeros orto, meta y para)	30	
Zinc	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)	VMA
	$CaCO_3 \leq 10$	30
	$10 < CaCO_3 \leq 50$	200
	$50 < CaCO_3 \leq 100$	300
	$CaCO_3 > 100$	500
Glifosato	0,1	
AMPA	1,6	

Tabla 19. Límites de cambio de clase de estado ecológico para contaminantes específicos en masas de agua río.

Como se puede apreciar en la tabla anterior, el cumplimiento de las normas de calidad ambiental para los parámetros Cobre y Zinc está condicionado por la dureza del agua, por lo que se deben valorar en base a las mediciones de dureza más recientes registradas en la masa de agua (preferiblemente del mismo muestreo) y, en caso de que no haya datos recientes, se recurrirá a datos más antiguos por ser un parámetro característico y muy estable.

Para obtener la media anual de los parámetros del grupo de los contaminantes específicos, los valores que se encuentren por debajo del límite de cuantificación (LC) o no detectados (ND) se deberán considerar como la mitad de dicho límite (LC), en aplicación a lo establecido en el anexo III, apartado C.2 (*Criterios y especificaciones técnicas para el seguimiento y clasificación del estado de las aguas*) del RDSE[10]. Asimismo, a la hora de calcular la suma para los parámetros que estén constituidos por una suma de varias sustancias (diclorobenceno y xileno, en este caso), se han tomado los resultados inferiores al LC o ND como cero, en aplicación de lo establecido en la citada normativa.

Con carácter general, se priorizan para su muestreo aquellas masas de agua en las que es esperable o probable la aparición de estos contaminantes. Para realizar esta selección o "screening" se ha trabajado con la información analítica disponible en la CHD relativa a la calidad de aguas superficiales, así como con el estudio de presiones e impactos de la CHD (IMPRESS), que integra otras fuentes de información con las que también se ha trabajado en el pasado (inventario de emisiones

[10] La casuística en relación con el cálculo de la media anual de parámetros (suma de un grupo determinado) y del valor medio anual (V.M.A.), es similar a la que tiene lugar con las sustancias del anexo IV (sustancias prioritarias y otros contaminantes) y se encuentran descritos más adelante (ver apartado 10.2. Normas de Calidad Ambiental).

PRTR, inventario de vertidos, capa de zonas regables de la cuenca del Duero, etc.). De este modo, y en tanto no exista algún indicio en contra, se parte de la premisa de que las masas de agua no muestreadas no contienen estos contaminantes, por lo que, a la hora de evaluar su estado ecológico, se asume indirectamente que se cumplen las NCA.

Cabe destacar que las NCA de los metales en agua se refieren a la concentración disuelta, cuya determinación corresponde a "Metal disuelto" (metal en una muestra de agua filtrada inmediatamente después de la toma de muestra para eliminar los sólidos en suspensión).

3.4.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos

El estudio de los indicadores de condiciones generales se realiza individualmente, asignando a cada uno de ellos la clase de estado correspondiente, de acuerdo con las tablas 13 a 18 del presente documento.

Los indicadores de contaminantes específicos, en cambio, se valoran conjuntamente (ver Tabla 19.), considerando que el incumplimiento de la norma de calidad ambiental (NCA) por uno de ellos supone clasificar a los contaminantes específicos en su conjunto dentro del estado moderado, y sólo cuando todos cumplen sus respectivas NCA se considera que la masa de agua se encuentra en estado muy bueno según los contaminantes específicos.

El resultado global de la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos se ha definido en función del peor valor obtenido para cada uno de los indicadores de condiciones generales y para el conjunto de los contaminantes específicos, de forma que si alguno de ellos revela un estado moderado, la masa de agua se clasifica con estado moderado según el grupo de indicadores de los elementos de calidad físico-químicos. Si ninguno de los indicadores se encuentra en estado moderado, la masa de agua se clasificará con estado bueno o muy bueno para los indicadores físico-químicos.

3.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS

3.5.1. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos

La utilización de los indicadores HMF-CHD ha sufrido variaciones a lo largo de los años:

- Período de planificación 2009-2015: los indicadores HMF-CHD computaban en el estado y podían llevar una masa de agua a estado moderado.
- Período de planificación 2016-2021: los indicadores HMF-CHD computan hasta el año 2018 (incluido), de acuerdo a los criterios que se exponen a continuación, pero solo sirven para discriminar entre muy bueno y bueno. En el estado correspondiente al año 2019, estado base del plan de tercer ciclo de planificación, la hidromorfología vuelve a poder llevar a una masa a encontrarse en estado peor que bueno, siendo los indicadores del protocolo de hidromorfología los que computan y excluyendo el QBR.

- **Período de planificación 2022-2027: los indicadores de los protocolos de hidromorfología del Ministerio computan en el estado y pueden llevar una masa de agua a estado moderado, deficiente y malo.**

La evaluación del estado de los indicadores hidromorfológicos en ríos naturales se hace comparando los valores de los vértices con los siguientes límites:

MUY BUENO-BUENO	**9**
BUENO-MODERADO	**6**
MODERADO-DEFICIENTE	**4**
DEFICIENTE-MALO	**2**

3.5.2. Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos y Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río

En el año 2015 se redactó y se publicó la primera versión del Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos (PHMF).

En el año 2017 este protocolo sufrió una revisión, este mismo año se publicó una guía para facilitar la aplicación del Protocolo de caracterización hidromorfológica, que contiene una explicación detallada sobre la obtención y generación de las capas de información geográfica necesarias para la aplicación de los Protocolos.

En el año 2019, con el fin de asegurar la calidad de los resultados del análisis de los elementos de calidad hidromorfológicos, se ha efectuado una revisión del citado Protocolo (PHMF) y se ha redactado el "*Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río*", que incluye dos hojas de cálculo prediseñadas para efectuar el cálculo de los indicadores hidromorfológicos en los dos principales tipos de ríos que podemos encontrar en España: permanentes o temporales con fauna piscícola y vegetación de ribera; y los temporales o efímeros sin capacidad de albergar fauna piscícola ni vegetación de ribera.

El 22 de abril de 2019 se aprobó la Instrucción del Secretario de Estado de Medio Ambiente, mediante la cual se han aprobado la revisión y redacción de los Protocolos anteriormente descritos, de acuerdo a la habilitación del RD 817/2015.

El proceso de revisión y redacción ha contado con el soporte de los Organismos de cuenca y con la colaboración de diferentes instituciones y expertos en la materia. Ambos protocolos fueron sometidos a una fase de información pública, tras la cual se hizo un estudio de las alegaciones presentadas.

Actualmente, los protocolos relativos a la evaluación de los elementos de calidad hidromorfológicos que están en vigor son los siguientes:

- Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos M-R-HMF-2019
- Guía de interpretación del Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos
- Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río MET-R-HMF-2019
- Hoja de cálculo para la valoración HMF de ríos permanentes o temporales con fauna piscícola y vegetación de ribera
- Hoja de cálculo para la valoración HMF de ríos temporales o efímeros sin fauna piscícola ni vegetación de ribera

El protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos presenta 6 bloques de valoración, correspondientes a los aspectos cuyo análisis exige la DMA para determinar correctamente los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río:

1. Régimen hidrológico
    a. Caudal e hidrodinámica
    b. Caudales sólidos
2. Régimen hidrológico - Conexión con masas de agua subterránea
3. Continuidad del río.
4. Condiciones morfológicas del cauce: variación de la profundidad y anchura del río
5. Condiciones morfológicas del cauce: estructura y sustrato del lecho del río
6. Condiciones morfológicas del cauce: estructura de la zona ribereña

Para cada uno de estos bloques se proponen indicadores de valoración, así como unos grados de alteración (potencial o medida, según lo posible en cada caso) y unos niveles de naturalidad de los indicadores.

Finalmente, se propone un valor de naturalidad ponderada máxima por indicador, dado que no todos cuentan con la misma relevancia de cara a la valoración y a la definición del estado final hidromorfológico. Cada uno de los bloques de valoración cuenta con un peso similar (expresado con una puntuación máxima de 10 sobre 60 puntos totales).

Las ponderaciones de los vértices 1 y 4 han sido moduladas, en el caso de la CHD, de forma que se consigue que ciertas alteraciones hidromorfológicas a las que está sometida la masa de agua puedan salir a la luz, este asunto se detalla más adelante.

Como se ha comentado anteriormente, para un mayor acercamiento a la gran diversidad fluvial existente se ha clasificado la valoración en dos tipologías:

- Ríos permanentes o temporales con fauna piscícola y con vegetación de ribera.
- Ríos temporales o efímeros sin fauna piscícola y sin vegetación de ribera.

Los indicadores que se utilizan para cada uno de los tipos de ríos son los siguientes:

EN EL CASO DE RÍOS PERMANENTES O TEMPORALES CON FAUNA PISCÍCOLA Y CON VEGETACIÓN DE RIBERA.

1. RÉGIMEN HIDROLÓGICO

1.1. CAUDAL E HIDRODINÁMICA

Para el primer bloque de valoración se proponen 6 indicadores de caracterización de las posibles fuentes de alteración hidrológica (ICAHs) y sus posibles efectos sobre los caudales líquidos:

Los dos primeros se refieren al efecto de los embalses como obras hidráulicas con capacidad para transformar el régimen de caudales:

ICAH 1: relativo a la alteración de las aportaciones.

ICAH 2: relativo a la laminación de las avenidas.

ICAH 3: alteración motivada por infraestructuras con menor capacidad de almacenamiento (hidrópicos)

El resto de indicadores se relacionan con la manera en que los usos del suelo en la cuenca, así como los vertidos y retornos, modifican el patrón hidrológico del río.

ICAH 4: representa lo impermeabilizada que está la cuenta por zonas urbanas, periurbanas e industriales.

ICAH 5: efecto hidrológico motivado por los vertidos de aguas residuales depuradas procedentes de EDARs.

ICAH 6: efecto hidrológico generado las derivaciones y retornos de regadío.

1.2. CAUDALES SÓLIDOS

La variación en el régimen de caudales sólidos se determina a través de cuatro indicadores:

- El primero se refiere al efecto de las grandes presas sobre el transporte de sólidos.

Los otros tres se refieren a la presencia de infraestructuras o actividades que pueden generar modificaciones en los mecanismos de generación o transporte de sedimentos:

- Grado de afección de azudes y otros obstáculos al transporte de sedimentos en la masa de agua
- Existencia de extracciones de áridos en los cauces de las cuencas propias de la masa de agua y en los cauces de la cuenca no regulada aguas arriba de la masa de agua.
- Existencia de extracciones de áridos en los cauces de las cuencas propias de la masa

2. RÉGIMEN HIDROLÓGICO: CONEXIÓN CON MASAS DE AGUA SUBTERRÁNEAS.

Estudia el grado de alteración de la conexión de la Masa de Agua Superficial con masas de agua subterráneas, la valoración se realiza de manera cualitativa, diferenciando, a partir de dichos parámetros, cuatro niveles de alteración: “Alto”, “Moderado”, “Bajo” y “Muy bajo”

3. CONTINUIDAD DEL RÍO: CONTINUIDAD PISCÍCOLA

3.3.1 ÍNDICE DE COMPARTIMENTACIÓN (IC)

Relaciona la longitud de la masa con el número de obstáculos y el efecto barrera.

3.3.2 ÍNDICE DE CONTINUIDAD LONGITUDINAL (ICL)

Considera la capacidad de las especies piscícolas para desarrollar sus ciclos biológicos en la masa de agua.

En el Duero se han creado mapas de especies de peces presentes en las masas de agua para que se mantenga lo más estable posible el ki de cada una, de forma que el resultado de la valoración no se vea distorsionada por variaciones en las espcies que se encuentran en muestreos puntuales.

4. CONDICIONES MORFOLÓGICAS DEL CAUCE: VARIACIÓN DE PROFUNDIDAD Y ANCHURA

Analiza las variables que definen la geomorfología del trazado en planta del cauce y la morfología de sus secciones transversales a través de los siguientes siete indicadores:

- % de longitud de cauce modificado morfológicamente por acciones directas en el cauce (desviado, acortado, canalizado, estrechado,..).
- % de longitud de ocupación de las márgenes u orillas del cauce por obras de estabilización de taludes (escolleras, gaviones, muros, etc.),
- % de longitud de ocupación de margen (zona de policía) por obras de protección frente a inundaciones (motas, recrecimientos o rellenos, terraplenes, etc.).
- Obras de protección frente a inundaciones, desde la perspectiva de la distancia a la que se encuentran con respecto a la orilla del cauce activo del río.
- % de superficie urbanizada o impermeabilizada total o parcialmente en las márgenes (zona de policía).
- % de longitud del tramo remansado por los obstáculos transversales existentes.
- Consideración del grado de incisión o dinámica vertical acelerada que puede sufrir el cauce como consecuencia de desequilibrios en su funcionamiento hidrogeomorfológico

En el Duero también se han considerado los resultados obtenidos en el proyecto de MedwetRivers en el que se estudió el espacio de libertad fluvial de los ríos, integrando el indicador ILFL en este vértice en aquellos casos en los que se había calculado de forma que se introduce el factor de la superficie, que no se tienen en cuenta en ninguno de los 7 indicadores del protocolo.

5. CONDICIONES MORFOLÓGICAS DEL CAUCE: ESTRUCTURA Y SUSTRATO DEL LECHO

La condición de la estructura y sustrato del lecho se define a través de dos elementos de calidad, que cubren la evolución de la dinámica sedimentaria, de la estructura longitudinal del lecho, y de su estructura vertical.

- Grado de alteración de la naturalidad del lecho en relación al origen, tamaño y clasificación del sedimento.

- Grado de alteración de la naturalidad de la estructura longitudinal del lecho del cauce, entendida como la secuencia de elementos del fondo del cauce en el sentido de la pendiente dominante (salto/poza, rápido/poza, rápido/remanso, rápido continuo, etc.).

6. CONDICIONES MORFOLÓGICAS DEL CAUCE: ESTRUCTURA DE LA ZONA RIBEREÑA

Por lo que respecta a la estructura de la zona ribereña, se divide en tres apartados

- Estructura de la vegetación de ribera: conectividad ecológica en sus tres dimensiones espaciales
- Composición de la vegetación de ribera - especies autóctonas, pisos o edades, presencia de especies que, aun siendo autóctonas, indican condiciones ecológicas regresivas
- Alteración de la dinámica ribereña - % de la superficie de ribera funcional con limitaciones en su conexión transversal por la presencia de estructuras artificiales (motas, muros, etc…) y % de la superficie de ribera funcional con alteración de los materiales del sustrato por actividades humanas

VALORACIÓN PARA RÍOS TEMPORALES O EFÍMEROS QUE NO TENGAN CAPACIDAD PARA ALBERGAR FAUNA PISCÍCOLA Y/O VEGETACIÓN DE RIBERA.

El procedimiento de valoración parte del presentado como método de aplicación general del apartado anterior, y se basa en la eliminación de aquellos apartados que no resultan de aplicación en el caso de estos ríos y la reasignación de los pesos de los indicadores, de acuerdo con la importancia relativa que pueden tener los indicadores en la dinámica de estos ríos.

1. RÉGIMEN HIDROLÓGICO

1.1. CAUDAL E HIDRODINÁMICA

En primer lugar, se han sustituido los apartados referidos a la alteración de aportaciones y laminación de avenidas por grandes presas y trasvases, por la estimación de la superficie dominada en la cuenca.

Del mismo modo, se ha eliminado el indicador para el estudio de alteración de hidrópicos causado por hidroeléctricas.

Por último, permanecen los indicadores de superficie impermeabilizada, vertidos (los vertidos se analizan de forma cualitativa) y derivaciones y retornos de regadío

1.2 CAUDALES SÓLIDOS

En este caso se han mantenido todos los indicadores referidos a extracciones de áridos:

- Existencia de extracciones de áridos en los cauces de la cuenca no regulada aguas arriba de la masa de agua
- Existencia de extracciones de áridos en los cauces de la cuenca propia de la masa de agua

2. RÉGIMEN HIDROLÓGICO: CONEXIÓN CON MASAS DE AGUA SUBTERRÁNEAS

Se estima igual que para ríos permanentes o temporales.

3. CONTINUIDAD DEL RÍO: CONTINUIDAD AL TRANSPORTE DE SEDIMENTOS.

Se hace una valoración cualitativa en función de la densidad de obstáculos existentes por km de masa de agua.

4. CONDICIONES MORFOLÓGICAS: PROFUNDIDAD Y ANCHURA

Se evalúa con los mismo siete indicadores que para ríos permanentes o temporales.

5. CONDICIONES MORFOLÓGICAS: ESTRUCTURA Y SUSTRATO DEL LECHO

Se evalúa con los mismo dos indicadores que para ríos permanentes o temporales.

6. CONDICIONES MORFOLÓGICAS: ESTRUCTURA DE LA ZONA RIBEREÑA

En el caso de ríos sin bosque de ribera, el procedimiento de valoración incluye algunos cambios, al no ser correcta la evaluación basada en la presencia o ausencia de una vegetación que en condiciones naturales no tiene necesariamente que aparecer en la ribera, ni de otros atributos cuyo funcionamiento cuenta con una peor definición en ese tipo de ríos. Se utiliza un indicador relativo a estructura y otro a composición.

- % de ocupación del espacio fluvial debida a la existencia de vías de comunicación, estructuras artificiales o usos humanos del suelo que limiten o alteren la estructura y dinámica fluviales.
- % de la superficie del espacio fluvial (lecho + márgenes) ocupado por vegetación alóctona.

3.5.3. Ponderación de los valores y forma de representación de las métricas de hidromorfología.

Una vez determinados todos los valores de las métricas, para cada tramo estudiado, se genera un gráfico donde, en forma de hexágono se representa cada uno de los bloques analizados en un eje numerado de 0 a 10.

En la parte española de la demarcación del Duero se ha utilizado el protocolo para todas las masas de agua río (no embalse), con las siguientes matizaciones:

1. Se trata de un protocolo con apenas recorrido que versa sobre un tema, la hidromorfología, en el que se está empezando a adquirir conocimientos. Esto ha llevado a que, durante su aplicación práctica, se hayan modificado para algunos vértices, sin haber variado la metodología de cálculo, los pesos finales de algunas de las métricas, al objeto de caracterizar de una manera más precisa la masa de agua.
2. Existen todavía lagunas en algunos de los datos que precisa el protocolo, por lo que se ha tenido que hacer, en donde se ha dispuesto de una información fiable, una estimación de los mismos y, donde no existía dicha información, prescindir de ellos. A modo de ejemplo, la caracterización de la afección a los caudales por la presencia de centrales hidroeléctricas,

(hidrópicos) está todavía en elaboración y los resultados están a la espera de ser contrastados

A continuación se realiza un repaso vértice a vértice. En líneas generales, los ajustes se han realizado ante la problemática que supone integrar en un índice multimétrico medidas que responden a presiones de naturaleza muy diferente.

Respecto al primero, el vértice 1, Caudal e hidrodinámica, recoge, por un lado, las posibles alteraciones al régimen de caudales líquidos y por otro, la limitación al flujo de sedimentos así como las extracciones y otras modificaciones de usos del suelo dentro de la cuenca vertiente que puedan estar afectando al régimen de caudales sólidos de la masa de agua.

Para el vértice 1 se han utilizado todos los indicadores recogidos en el protocolo de hidromorfología. Estos indicadores suponen un recorrido completo de las posibles alteraciones que pueden afectar a una masa de agua. Se ha matizado, eso si, su ponderación, de manera que en lugar de sumar los pesos individuales para obtener el valor del vértice, se ha identificado para los caudales líquidos el problema más grave que padece la masa de agua, siendo ese problema el que se recoge ahora en el vértice. El motivo de este ajuste es evidenciar problemas concretos con efectos muy importantes sobre las masas de agua. A modo de ejemplo, las afecciones de la regulación hidroeléctrica, que puntuan en el protocolo únicamente 0,75 sobre 10, pueden producir alteraciones muy significativas que no se reflejan en el valor del vértice cuando se agrega con el valor del resto de indicadores.

Indicador	Puntuación protocolo original	Puntuación protocolo Duero
ICAH 1. Embalses: Alteración de aportaciones	2	Indicador agregado: Peor grado de naturaliadad de los seis ICAH, ponderado de 0 a 6.
ICAH 2. Embalses: Laminación de avenidas	2	
ICAH 3. Hidropicos	0,75	
ICAH 4. Impermealización del suelo	0,75	
ICAH 5: Aportaciones por vertidos	0,75	
ICAH 6: Derivaciones y retornos de riego	0,75	
TOTAL	**7**	**6**

Tabla 20. Vértice 1. Ponderación de la alteración en los caudales líquidos (Duero)

Respecto de los caudales sólidos, al contrario que el conocimiento que tenemos de los líquidos, hay que recalcar que son unos perfectos desconocidos. Ni siquiera las fracciones más fáciles de medir, las partículas en suspensión, han sido objeto de atención por parte de los sucesivos programas de seguimiento de la “calidad de las masas de agua”. Consideramos que el protocolo es todavía rudimentario en este sentido y los indicadores empleados son limitados para entender el problema. Todas las modificaciones hidromorfológicas consistentes en la alteración del canal/es de aguas bajas, así como el estrangulamiento del espacio fluvial implican cambios en los caudales sólidos que no se tienen en consideración. Los cambios de uso del territorio de la cuenca vertiente, con implicaciones determinantes de las tasas de erosión y, por lo tanto, de los caudales sólidos, tampoco se consideran ni se miden. No obstante, se han integrado algunos indicadores individuales

de la misma manera que se ha hecho con los líquidos, aumentando además su peso respecto al total de la alteración hidrológica al 40%. El motivo es que la alteración de los caudales sólidos es muy relevante incluso en presas de capacidad muy inferior a la aportación natural, que apenas alteran los caudales líquidos, según la métrica del Protocolo, pero que comportan una reducción de los caudales sólidos que puede tener efectos muy graves sobre la morfología de las masas de agua aguas abajo de la presa. A modo de ejemplo, la aplicación estricta del protocolo hace que la masa de agua bajo el embalse del Águeda no evidencie la muy relevante alteración que supone la presa.

Indicador	Puntuación protocolo original	Puntuación protocolo Duero
Retención de sólidos debido a grandes presas	1,25	Indicador agregado: Peor grado de naturaliadad ponderado de 0 a 4
Retención de sólidos debido sucesión azudes	0,5	
Extracciones de áridos aguas arriba	0,5	
Extracciones de áridos en la propia masa	0,75	
TOTAL	**3**	**4**

Tabla 21. Vértice 1. Ponderación de la alteración en los caudales sólidos (Duero)

Respecto al vértice 2, el protocolo de hidromorfología establece esta afección de una manera cualitativa. El presente plan ha objetivado este análisis en base al conocimiento existente de la litología de la cuenca, la situación de explotación de las masas de agua subterránea y el conocimiento del índice de alteración hidrológica de las masas de agua, entendido éste como el cociente entre la aportación en régimen natural (anual) y el caudal circulante (anual), de acuerdo a la siguiente matriz:

PERMEABILIDAD	IE	IAH	GRADO AFECCIÓN
MUY BAJA	Indiferente	Indiferente	**MUY BAJO**
BAJA	<0,8	Indiferente	**MUY BAJO**
	>0,8	Indiferente	**BAJO**
MEDIA / ALTA / MUY ALTA	>0,8	IAH<1,35	**BAJO**
	>0,8	IAH>1,35	**ALTO**
	>0,8	Desconocido	**Desconocido**
	<0,8 y >0,6	IAH<1,35	**BAJO**
	<0,8 y >0,6	IAH>1,35	**MODERADO**
	<0,8 y >0,6	Desconocido	**Desconocido**
	<0,6 y >0,4	Indiferente	**BAJO**
	<0,4	Indiferente	**MUY BAJO**

Tabla 22. Criterios para la evaluación del grado de afección de la conexión con la masa de agua subterránea

El vértice 3, por otro lado, recoge el grado de afección al régimen de caudales (tanto líquidos como sólidos), biomasa, nutrientes y fauna de las alteraciones a la continuidad longitudinal del río.

Este vértice se ha obtenido tal cual indica el protocolo. Para la caracterización de este vértice es muy importante disponer de inventarios completos de fauna piscícola existente, los cuales se están mejorando en la actualidad con nuevos datos que se han de incorporar al análisis.

El vértice 4, vinculado con las alteraciones en profundidad y anchura, es el que presenta más incertidumbres, sobre todo en cuanto a la evaluación de la profundidad, ya que no se dispone a día de hoy de datos para evaluar un fenómeno tan importante como es el de la incisión, cuyas causas son tanto el déficit o eliminación de sedimentos, como la alteración de la dinámica fluvial, fundamentalmente debida a la desaparición del espacio de libertad fluvial del río, provocado por la construcción de obstáculos longitudinales (motas, etc.) o la ocupación de terrenos, así como los cambios de uso del suelo que se están produciendo en las cuencas vertientes y que escapan al sistema de indicadores que utiliza la medición de la calidad de las masas de agua y la planificación hidrológica. El único indicador que lo detecta es el cambio en el régimen hidrológico de caudales líquidos, si bien lo hace de forma no segregada, es decir, que no se distingue la parte de dicha alteración que se debe al cambio climático de la que se debe a los cambios de uso del suelo.De esta manera, con este vértice, para este ciclo de planificación, únicamente podemos realizar una aproximación analizando la segunda componente, la variación en anchura, y asumiendo que esta variación condicionará las afecciones en profundidad que puedan producirse.

Con esta aproximación se han calculado los indicadores que conforman el vértice, salvo el 4.7, vinculado directamente a la incisión, la cual se desconoce en el momento actual salvo para casos paradigmáticos en el caso del Duero como es el río Bernesga, en su tramo inferior. Es preciso seguir trabajando en la identificación y caracterización del fenómeno de la incisión.

Indicador	Ponderación protocolo	Ponderación protocolo (Duero)
Porcentaje de cauce modificado por acciones directas: desviado, canalizado, estrechado,..)	2	Porcentaje de alteración de cauce por cualquiera de las dos causas ponderado de 0 a 4
Porcentaje de ocupación márgenes por obras estabilización: escolleras, gaviones, muros…	2	
Porcentaje (%) de longitud de ocupación de margen (zona de policía) por obras de protección frente a inundaciones (motas,recrecimientos o rellenos,terraplenes, etc…)	1	Peor valor de naturalidad de ambos ponderado de 0 a 2
Distancia (d) desde la orilla del cauce activo a la que se encuentran las obras de protección frente a inundaciones (motas, recrecimientos o rellenos, terraplenes, etc…)	1	
Superficie (%) urbanizada o impermeabilizada total o parcialmente en las márgenes (zona de policía)	1	1
Porcentaje (%) de longitud del tramo remansado por los obstáculos transversales.	2	2
Grado de incisión o dinámicavertical acelerada	1	1
TOTAL	**10**	**10**

Tabla 23. Vértice 4. Ponderación de la alteración en la profundidad y anchura (Duero)

A partir de este análisis, los siguientes pasos están encaminados a reforzar el conocimiento de las alteraciones en profundidad y anchura, dadas las incertidumbres planteadas. El enfoque que se plantea y sobre el que se está trabajando apunta al análisis de la cantidad de hábitat disponible respecto a la superficie total del espacio de libertad del río. Este análisis superficial, frente al análisis longitudinal, proporciona una dimensión más, imprescindible para valorar con mucho más detalle las alteraciones en anchura, y es también muy relevante para apoyar el análisis de las alteraciones en profundidad.

Para cada una de las masas de agua río de la parte española de la demarcación se ha evaluado su situación hidromorfológia de acuerdo al protocolo mencionado. Todos ellos se pueden consultar en el sistema de información Mírame-IDEDuero.

En la figura siguiente se muestra un ejemplo del hexágono:

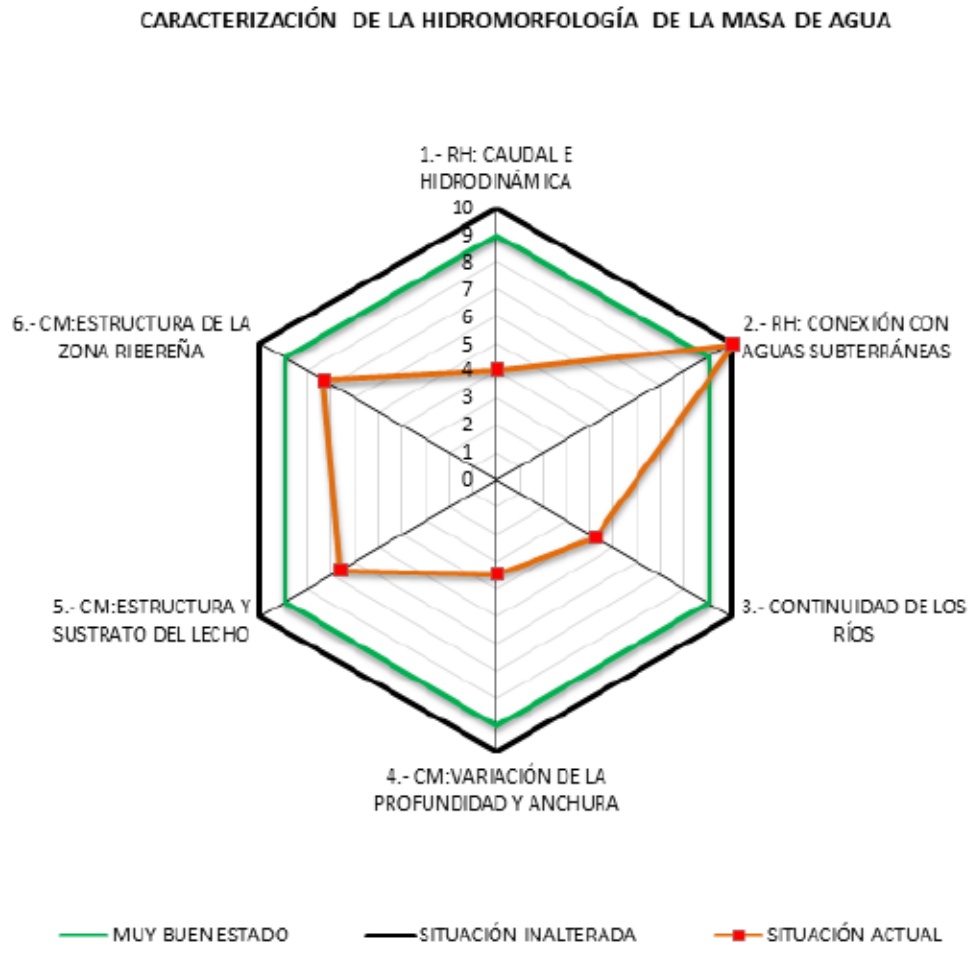


Figura 2. Ejemplo del hexágono de caracterización hidromorfológica.

3.5.4. Especial referencia a la Evaluación del Estado Ecológico 2019

Se resume a continuación la forma como se ha procedido para evaluar el estado ecológico 2019:

El estado ecológico de 2019 es el que sirve de base para la elaboración del plan hidrológico de 3er ciclo.

Se parte del estado agregado de 2019, al que se incorporan una serie de novedades, con la idea de aplicar todo lo que sea posible de la Guía de evaluación del estado.

Se comenzó añadiendo los datos correspondientes al indicador EFI+ y los 3 vértices del hexágono que lo complementan para formar el EFI+INTEGRADO.

También se añadieron los 6 vértices de los hexágonos. Con respecto a estos vértices, se dispone de los 4 primeros vértices calculados para todas las masas de agua y de los 6 vértices en aquellas masas de agua en las que se ha hecho trabajo de campo.

Estos 6 vértices van a permitir discriminar entre el muy bueno y el bueno en aquellas masas para las que utilicemos el tipo I de evaluación del estado, y entre todas las clases de estado para las masas que se evalúen con tipo II (nueva forma de evaluar el estado ecológico, que introduce la Guía de evaluación de estado, teniendo en cuenta la hidromorfología).

A la hora de evaluar el estado ecológico 2019 se han aplicado los criterios siguientes:

Todas las masas se evalúan de acuerdo a los tipos I y II.

Se irá a la clasificación tipo II cuando alguno de los vértices evaluados se encuentre por debajo de 6 (peor que bueno).

El resto de masas de agua se evaluarán con el tipo I, salvo que la confianza del IBMWP y del IPS sean ambas bajas. En esta situación (baja confianza tanto de IBMWP como de IPS), independientemente del resultado de los vértices, siempre se irá a tipo II (tal y como establece la Guía de evaluación del estado).

En la evaluación de tipo I se estudió mucho si aplicar el indicador EFI+ integrado y finalmente se decidió que no computara en la valoración, tal y como se explica en el apartado 3.2.1 del anejo 8.2 del Plan.

Si, de acuerdo a los criterios anteriores, se ha evaluado una masa con tipo II, por criterio de experto se podrá bajar la evaluación del estado cuando alguno de los indicadores biológicos IBMWP o IPS tenga una clasificación inferior y su confianza sea media o alta*.

* En este último caso, podríamos pensar que sería más sencillo evaluar con Tipo I directamente, en lugar de introducir el criterio de experto, pero no es posible, porque si vamos a evaluación Tipo I no podemos reflejar en MIRAME resultados de los vértices hidromorfológicos por debajo de bueno, con lo cual perderíamos información valiosa.

No se ha utilizado el QBR en la evaluación de masas de agua naturales al disponer de los indicadores hidromorfológicos del protocolo.

El resumen del tipo de evaluación utilizado para cada masa de agua es el siguiente:

- Hidromorfología bien y algún indicador biológico con confianza media o alta → tipo I sin EFI+ integrado
- Hidromorfología peor que buena y/o todos los indicadores biológicos (a excepción del EFI+ integrado) con confianza baja → tipo II
- Los indicadores biológicos con confianza media o alta también computan en tipo II

La tipología de evaluación asociada a cada masa de agua se va a intentar mantener a lo largo de todo el ciclo de planificación, en la medida de lo posible, pues se irá incrementando el conocimiento de las masas de agua.

(NOTA: en el 2019 no se pudieron muestrear todas las masas nuevas propuestas; de las que no se dispuso de datos heredaron los datos físicoquímicos y biológicos de las masas de las que procedían, es el caso de la masa 30400832 que tomó los datos de la 243; 30400834 que tomó los datos de la 431; 30400835 que tomó los datos de la 642; 30400837 que toma los valores de la masa 74 y la 30400838 que toma valores de la 230; en el año 2020 ya fue posible muestrear las nuevas masas).

4. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS ASIMILABLES A RÍOS

4.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS ASIMILABLES A RÍO

El potencial ecológico, por analogía con el estado ecológico, expresa la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a una masa de agua artificial o muy modificada; y se valora en aquellas masas de agua que han sido designadas como muy modificadas o artificiales.

Por tanto, al igual que con el estado ecológico, es necesario establecer las condiciones de referencia para determinar en qué medida la información recabada en estas masas de agua refleja cambios en los valores de los elementos de calidad en comparación con los que presenta el máximo potencial ecológico. A día de hoy, no se han definido condiciones de referencia ni marcas de cambio de clase específicas para las masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a ríos.

Según lo recogido en el punto 2.2.2.3. de la IPH, la clasificación en tipos de las masas de agua muy modificadas y artificiales ha de llevarse a cabo de conformidad con los descriptores correspondientes a la categoría de aguas superficiales a la que más se parezcan. En ausencia de tipos específicos para las masas de agua artificiales y muy modificadas, a cada una de ellas se le ha asociado el tipo que le correspondería en condiciones naturales, de entre los tipos de masas de agua de la categoría río natural.

Para las masas de agua muy modificadas, dicha asociación se ha establecido atendiendo al ecotipo asignado a la masa antes de pasar a considerarse como muy modificada. En el caso de que la masa de agua no disponga de esta información, la asociación se realiza según el ecotipo de las masas de agua situadas inmediatamente aguas abajo y aguas arriba de la masa de agua muy modificada y el ecotipo que se hubiera definido inicialmente por el CEDEX. Atendiendo a lo anterior, las diferentes masas de agua muy modificadas se han asimilado a los tipos 4, 11, 12, 15, 16, 17, 25, 26 y 27.

En cuanto a las masas de agua artificiales, todas se han asimilado al tipo 15 (ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados), puesto que los tipos que se asemejan más a su funcionamiento son el 15 y el 16, de los cuales se seleccionó el primero debido a la baja conductividad que caracteriza a estas masas de agua.

4.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA ASIMILABLES A RÍO

Tal y como se ha indicado anteriormente, en las masas de agua artificiales o muy modificadas asimilables a ríos, se debe evaluar su potencial ecológico de forma análoga a la evaluación del estado ecológico en ríos naturales.

El potencial ecológico se clasifica como bueno o superior, moderado, deficiente o malo, en función del peor valor obtenido para cada uno de los elementos de calidad valorados por separado.

El máximo potencial ecológico se alcanza cuando los indicadores de calidad biológicos reflejan, en la medida de lo posible, los correspondientes al tipo de masa de agua superficial más estrechamente comparable, dadas las condiciones físicas resultantes de las características artificiales o muy modificadas de la masa de agua; los indicadores hidromorfológicos son coherentes con la consecución de dichos valores y los indicadores fisicoquímicos corresponden total o casi totalmente a los de condiciones inalteradas del tipo de masa de agua más estrechamente comparable.

Los elementos de calidad biológicos y físico-químicos y sus indicadores aplicables a estas masas de agua serán los que resulten de aplicación a la categoría de aguas superficiales naturales que más se parezca a la masa de agua artificial o muy modificada de que se trate. Como todas las masas de agua artificiales o muy modificadas objeto de este apartado son aquellas asimilables a la categoría río, los elementos de calidad biológicos y físico-químicos y sus indicadores a controlar son los mismos que para evaluar el estado ecológico de ríos naturales.

4.2.1. Potencial ecológico de las masas de agua artificiales asimilables a río

Las masas de agua artificiales se definen como masas de agua superficiales creadas por la actividad humana, en contraposición con las masas de agua naturales; es decir, previamente a la alteración humana no existía presencia física de agua sobre el terreno o, de existir, no era significativa a efectos de su consideración como masa de agua. Debido a ello, la calidad del ecosistema acuático asociado a las masas de agua artificiales se diagnostica a través del potencial ecológico, en lugar del estado ecológico.

Las masas de agua artificiales asimilables a la categoría río que se han definido en la cuenca del Duero son un total de 3, y corresponden todas ellas a diferentes tramos del Canal de Castilla.

El potencial ecológico en estas masas de agua únicamente se evalúa con indicadores físico-químicos y con el IPS, ya que los indicadores relacionados con la fauna bentónica de invertebrados se consideran no representativos, por tratarse de masas de agua no vadeables, de fondo arenoso y completamente inadecuadas como hábitat para los invertebrados bentónicos. Tampoco se tiene en cuenta el IBMR (índice biológico de macrófitos en ríos), puesto que es un indicador diseñado para su aplicación en ríos, no en canales. Además, como se ha comentado anteriormente, en las masas de agua artificiales no procede la evaluación de los indicadores hidromorfológicos.

Como se ha considerado que todas las masas de agua artificiales se asemejan al tipo 15 de masas de agua río, para la evaluación de su potencial ecológico en base al IPS y a los indicadores físico-químicos de condiciones generales se han utilizado los valores de corte definidos para ese tipo en el anexo II del RDSE. Asimismo, y al igual que en el caso de los ríos naturales, la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua artificiales deberá incorporar la valoración del cumplimiento o no de las NCA para los contaminantes específicos o sustancias preferentes incluidos en el anexo V del RDSE (ver Tabla 19.). La metodología para la combinación de estos indicadores es la misma que se describe en el apartado correspondiente a los ríos naturales.

El potencial ecológico de las masas de agua artificiales se representa con franjas gris claro y del color definitorio de cada clase, agrupando bajo la misma codificación el potencial bueno o superior:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Bueno o superior
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 24. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua artificiales.

Las reglas de combinación de métricas para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua artificiales son las mismas que las establecidas para la evaluación del estado ecológico, pero sin considerar los indicadores hidromorfológicos.

CLASIFICACIÓN SEGÚN ELEMENTOS DE CALIDAD		POTENCIAL ECOLÓGICO
BIOLÓGICOS	FÍSICO-QUÍMICOS	
Bueno o superior	Bueno o superior	Bueno o superior
	Moderado	Moderado
Moderado	-	Moderado
Deficiente	-	Deficiente
Malo	-	Malo

Tabla 25. Combinación de los indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico en masas de agua artificiales asimilables a ríos.

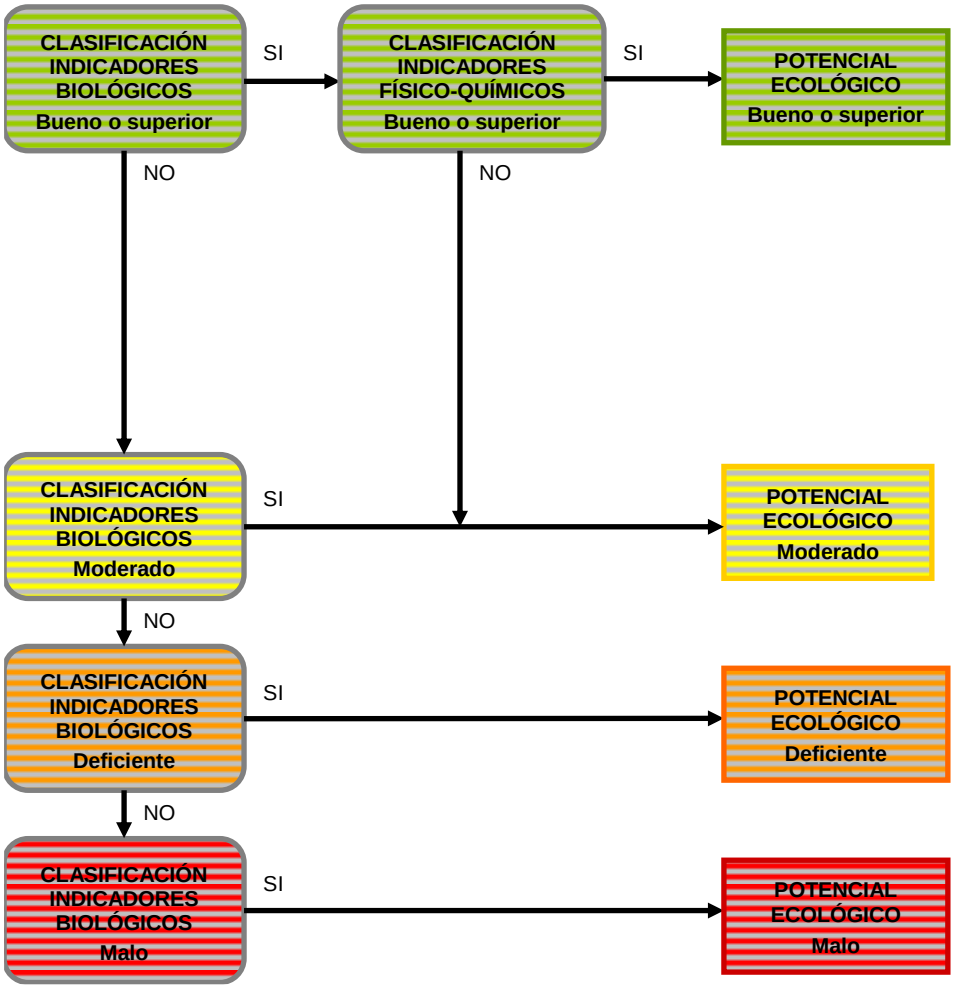


Figura 3. Esquema de clasificación del potencial ecológico en masas de agua artificiales asimilables a ríos.

4.2.2. Potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas asimilables a río lótico.

Las masas de agua muy modificadas son aquellas masas de agua superficiales que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, han experimentado un cambio sustancial en su naturaleza. En estas masas, la modificación de sus características hidromorfológicas es tal que impide que alcancen el buen estado ecológico, por lo que su objetivo es la consecución del buen potencial ecológico.

En la cuenca del Duero, y para el primer ciclo de planificación hidrológica (2009-2015) se designaron como masas de agua muy modificadas asimilables a río lótico (excluidos los embalses) un total de 38 masas, de las cuales 31 están afectadas por efectos registrados aguas abajo de las presas y 7 sufren presión por encauzamientos. El segundo ciclo de planificación hidrológica ha incrementado sustancialmente este número, pasando a 166 masas de agua. Para el tercer ciclo de planificación se han designado 186 masas de agua tipo río muy modificadas no asimilables a lago.

Para la evaluación del potencial ecológico en las masas de agua muy modificadas se han considerado los valores de corte entre clases establecidos para los indicadores biológicos y físico-

químicos de condiciones generales correspondientes al tipo de masa de agua río natural más similar a cada masa de agua muy modificada establecido en el anexo II del RDSE. Asimismo, y al igual que en el caso de los ríos naturales y artificiales, la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas deberá incorporar la valoración del cumplimiento o no de las NCA para los contaminantes específicos o sustancias preferentes incluidos en el anexo V del RDSE (ver Tabla 19.). La metodología para la combinación de estos indicadores es la misma que se describe en el apartado correspondiente a los ríos naturales. Por último, hasta el año 2018, los indicadores HM-CHD se han considerado o no en función el tipo de modificación que ha supuesto la designación de la masa de agua como muy modificada, En este caso, a partir de 2016[11], el diagnóstico de los indicadores HM no tiene ninguna influencia en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua muy modificadas, pues las dos clases superiores se han agrupado (RDSE) en una sola ("bueno o superior"). No obstante, la información recogida para estos indicadores en masas de agua de esta naturaleza sigue siendo de utilidad para verificar el cumplimiento del objetivo ambiental de "no deterioro adicional" establecido por la normativa de aguas.

A partir de 2019, en cuanto a los indicadores hidromorfológicos, con la publicación de la Guía del proceso de identificación de masas de agua muy modificadas y artificiales de la categoría río, se ha determinado el área de máximo potencial ecológico para cada una de estas masas de agua; y este área se compara con el área que representa la situación actual de la masa de agua para determinar su potencial ecológico.

Cuando se consideraba el QBR en la valoración del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas y artificiales no se tenía en cuenta el indicador QBR, puesto que está diseñado para ríos naturales. Por definición, las masas de agua muy modificadas son aquellas con alteraciones hidromorfológicas de tal calibre que las separan sensiblemente de su naturalidad. En caso de usar el QBR para estas masas de agua, se podrían introducir distorsiones o resultados contradictorios a la hora de evaluar la vegetación de ribera. Por ejemplo, tal y como se ha señalado en el apartado dedicado al índice de vegetación de ribera (QBR), en tramos canalizados con un estado óptimo de conservación de la vegetación de ribera resultaría un potencial ecológico bueno o superior, que no reflejaría la alteración hidromorfológica real a la que está sometida la masa de agua.

Sin embargo, hasta el año 2018 sí se tuvo en cuenta para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas asimilables a ríos los indicadores HM-CHD (IAH, IC e ICLAT). Estos indicadores se han considerado o no en función de la presión que ha provocado la designación de la masa de agua como muy modificada. Así, en las masas de agua muy modificadas por la alteración en el régimen hidrológico provocada por la presencia de un gran embalse situado aguas arriba, no se aplicaría el indicador IAH. Cuando la modificación hidromorfológica es consecuencia de la canalización o de la protección de márgenes, no se aplicaría el indicador ICLAT. En el caso de que la masa de agua hubiera sido declarada como muy modificada como consecuencia de la ruptura de su continuidad longitudinal, no habría que tener en cuenta el indicador IC.

De igual forma, hasta el año 2018, con respecto a la aplicación de los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos en el caso de masas de agua muy modificadas para la

[11] De 2009 a 2015, durante el anterior ciclo de Planificación, los indicadores HM-CHD discriminaban entre las clases bueno o superior y moderado

evaluación del potencial ecológico la filosofía era no tener en cuenta los indicadores que correspondan a la alteración hidromorfológica que había sido la causante de que esa masa se designara como "muy modificada" (alteración del régimen hidrológico, conectividad longitudinal o lateral). Pero estos indicadores sí se calculaban, con el objeto de ver si la masa había sufrido un deterioro con respecto a la situación en la que se encontraba cuando se designó como muy modificada. En el año 2013 se designaron una serie de masas como muy modificadas, los valores que se determinaron en ese momento de los indicadores IC, ICLAT y IAH se fijaron como umbrales de buen potencial, a partir del 2015 los indicadores se calculan y comparan con estos umbrales, característicos de cada una de las masas, si una masa superaba su umbral quería decir que había existido un deterioro del estado (potencial) de la masa, en cambio si esta pasa a estar por debajo de su umbral de buen potencial, se ha producido una mejora.

No se disponía de valores de umbral de buen potencial de IAH porque para determinar la alteración hidrológica se ha utilizado otro indicador (IAHRIS 10-90).

Los criterios que se siguieron al aplicar los indicadores HMF - CHD a las masas de agua muy modificadas son los siguientes:

Lógica de los años 2016 a 2018:

Criterios hidromorfológicos (IC, ICLAT, IAH):

Para el indicador que sirve para la clasificación de muy modificada:

Se pone en gris "No computa. La alteración causa que la masa sea muy modificada."

A mayores:

Se indica si "El valor supera/no supera el límite establecido en el Plan Hidrológico" (según umbrales de buen potencial).

Para el indicador que no causa la modificación (todas las masas naturales están en este caso):

Se pone en gris "[Estado]. No computa para la evaluación del estado"

Donde [Estado] puede ser "Muy bueno, bueno o moderado", según criterio del plan.

En el caso de las masas de agua artificiales, no se tiene en cuenta en la evaluación de su potencial ecológico ninguno de los indicadores hidromorfológicos. El motivo es evidente; no procede aplicar métricas elaboradas para ríos a masas de agua que no son ríos.

De acuerdo a la Guía de evaluación del estado, en el Duero, en el 2019, se ha utilizado para determinar el máximo potencial ecológico el enfoque de medidas de mitigación, los límites de cambio de clase por aproximación según el método B (límites de cambio de clase iguales al tipo de la masa natural más parecido) y el tipo II de evaluación del estado.

La clasificación del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas se representa con franjas gris oscuro y del color que corresponda a cada clase, que en el caso del potencial bueno y máximo es compartido:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Bueno o superior
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 26. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas asimilables a ríos.

4.2.3. Especial referencia a la Evaluación del Potencial Ecológico 2019

El potencial ecológico de 2019 es el que sirve de base para la elaboración del plan hidrológico de 3er ciclo.

Se parte del estado agregado de 2019, al que se incorporan una serie de novedades, con la idea de aplicar todo lo que sea posible de la Guía de evaluación del estado a este estado agregado 2019.

Para cada una de las masas de agua categoría río muy modificadas, la Oficina de Planificación ha determinado el área de máximo potencial (MEP), que sería el área del hexágono una vez aplicadas las medidas de mitigación para alcanzar un vértice de 6 y con alguna otra limitación de tipo económico. A partir de este área se evalúa el potencial ecológico de cada masa.

Todas las masas de agua muy modificadas se evalúan de acuerdo al tipo II (la definición del MEP se hace con el enfoque de medidas de mitigación y los LCC se han determinado por aproximación).

El potencial ecológico final se calcula evaluando los indicadores biológicos y físico-químicos, utilizando los límites de cambio de clase de masa de agua natural, y los indicadores hidromorfológicos comparando el área del hexágono actual con el área del MEP.

5. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA ASOCIADO AL ESTADO O POTENCIAL ECOLÓGICO EN RÍOS

5.1. JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DE ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA

El RDSE, en su anexo III, apartado B.2., establece que la clasificación del estado o potencial ecológico de las masas de agua debe incluir una valoración de la incertidumbre en su determinación. Por lo tanto, para cada masa de agua de la categoría río, tanto natural como artificial o muy modificada, se ofrece el diagnóstico de estado o potencial ecológico obtenido al aplicar el procedimiento previamente detallado, junto con la indicación del nivel de confianza asociado a dicho diagnóstico.

En consecuencia, y tal como establece el apartado B2) punto 5 del RDSE, a cada valor de estado o potencial ecológico se le debe asignar un nivel de confianza, utilizando para ello una escala de 1 a 3[12]:

CÓDIGO	NIVEL DE CONFIANZA
1	Bajo
2	Medio
3	Alto

Tabla 27. Clasificación del nivel de confianza del estado o potencial ecológico.

5.2. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN MASAS DE AGUA RÍO EN 2019

A raíz de la publicación de la Guía de evaluación del estado se tiene una metodología clara y completa para la determinación de la confianza en la evaluación del estado. Ver los apartados correspondientes de la Guía.

Para el estado 2019, la confianza de la evaluación se ha calculado combinando la confianza evaluada con los criterios que se venían utilizando en el Duero con los nuevos criterios, adaptándonos a la información disponible para ese año.

TIPO I:

La confianza viene determinada por la peor confianza entre el punto de muestreo y la confianza calculada como se venía haciendo en años anteriores (Figura 4).

[12] Escala fijada teniendo en cuenta los documentos elaborados para el *reporting* de los planes hidrológicos a la Comisión Europea (ART. 13 DMA)

Si la masa empeora su estado únicamente por algún indicador biológico con * en la tabla A.1 anexo II RD 817/2015 (condiciones de referencia con alta incertidumbre estadística) se baja la confianza de la evaluación del estado a baja.

Si la masa ha pasado de muy bueno a bueno por algún indicador hidromorfológico se tiene en cuenta la confianza de estos indicadores hidromorfológicos en la confianza de la evaluación del estado.

TIPO II:

La confianza viene determinada por la peor confianza entre el punto de muestreo y los indicadores hidromorfológicos utilizados en la evaluación.

Si la masa empeora su estado por algún indicador biológico se tiene en cuenta la confianza calculada como se venía haciendo en años anteriores (diagrama del documento de criterios).

Si la masa empeora su estado únicamente por algún indicador biológico * en la tabla A.1 anexo II RD 817/2015 (condiciones de referencia con alta incertidumbre estadística) se baja la confianza de la evaluación del estado a baja.

Antes de la publicación de la Guía de evaluación de estado, ante la ausencia de criterios específicos a nivel estatal para la estimación de la confianza con que se ofrece el estado o potencial ecológico, la Confederación Hidrográfica del Duero estableció una metodología propia, basada en el análisis cualitativo de la información disponible para cada masa de agua. No obstante, el punto 7 del apartado B.2 del RDSE señala que "en aras de la comparabilidad y homogeneidad, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en coordinación con las demarcaciones hidrográficas, desarrollará los criterios para calcular el nivel de confianza de la evaluación del estado o potencial ecológico, que se aprobarán mediante Instrucción e incorporarán a este anexo".

La metodología desarrollada por la CHD para la estimación de la confianza tenía en cuenta el número de indicadores con datos, la actualidad de los datos, la representatividad de los indicadores biológicos y la coherencia de los datos; de forma que si todos estos aspectos son favorables, se considera que la valoración del estado o potencial ecológico se ajusta más a la realidad y, por tanto, lleva asociado un mayor nivel de confianza.

EL RDSE considera que los datos de un indicador no son válidos cuando se produce alguna de las siguientes circunstancias, tal y como se especifica en el punto 2, apartado B.2 del RDSE:

- Datos con elevada incertidumbre, en cuyo caso se deberá aumentar la frecuencia de control.
- Datos obtenidos en circunstancias de deterioro temporal provocado por causas excepcionales tanto naturales como de fuerza mayor o que no hayan podido preverse razonablemente.
- Datos obtenidos en circunstancias derivadas de accidentes.
- Datos obtenidos en circunstancias de deterioro circunstancial del estado por existir presiones eventuales.
- Datos de fiabilidad dudosa por causas desconocidas, en cuyo caso habría que incluir la masa de agua en el programa de control de investigación.

Adicionalmente, se tendrán en cuenta los siguientes criterios, a los mismos efectos:

- Que, habiéndose tomado datos del indicador, éstos se consideren no representativos (de acuerdo con los criterios de no representatividad definidos para cada uno de ellos en el presente documento. Ver apartados 3.3.1.1 a 3.3.1.4).

5.2.1. Nº de indicadores con datos

Se entiende que la valoración del estado o potencial ecológico es más fiable cuanto más completa sea la información de partida y, por ello, se otorga una mayor confianza cuanto mayor sea el número de indicadores disponibles para la evaluación, según los criterios que se describen a continuación:

En el caso de las masas de agua naturales, y muy modificadas asimilables a río lótico, se asignará una confianza alta (3) al resultado obtenido cuando tengamos datos representativos de todos los indicadores biológicos para los que disponemos de condiciones de referencia (IPS, IBMR y alguno de los indicadores correspondientes al elemento de calidad fauna bentónica de invertebrados) y de todos o prácticamente todos los indicadores físico-químicos considerados, que son siete en total (OD, % Oxígeno, , pH, amonio, nitratos, fosfatos y contaminantes específicos), admitiéndose que falten hasta dos indicadores físico-químicos, siempre que se cumpla el resto de requisitos. Además, se deberá cumplir que el resultado final no esté condicionado por un solo indicador físico-químico ni por ningún indicador hidromorfológico.

Si se dispone de datos de los dos indicadores biológicos, o de uno solo de ellos y de más de dos físico-químicos, el nivel de confianza estimado sería, en principio, medio (2).

La confianza que se asigna al estado o potencial calculado es baja (1) cuando no se cuenta con datos representativos de ningún indicador biológico, o bien se tiene información de uno de los indicadores biológicos y de menos de tres indicadores físico-químicos, o bien sólo se tiene información de alguno de los indicadores hidromorfológicos.

Para las masas de agua artificiales asimilables a río, se alcanzaría un nivel de confianza alto (3) cuando se disponga de todos los indicadores biológicos aplicables y de todos o prácticamente todos los indicadores físico-químicos considerados (OD, % Oxígeno, pH, amonio, nitratos, fosfatos y contaminantes específicos). Para la asignación de los siguientes niveles de confianza, se seguirán los mismos criterios expuestos para ríos naturales y muy modificados de carácter lótico.

A los efectos de contabilizar el número de indicadores con datos válidos, se tendrán en cuenta los criterios expuestos en el apartado anterior.

5.2.2. Actualidad de los datos

Puesto que el estado es considerado como una “foto fija” de la masa de agua en un determinado momento, lo ideal es que los datos disponibles a nivel de masa de agua procedan de los muestreos más recientes de los que se disponga.

En consecuencia, se ha considerado que, cuando todos los datos de indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos utilizados para evaluar el estado o potencial ecológico presenten algún diagnóstico en los 6 últimos años, la confianza asociada al resultado será mayor que cuando existan diagnósticos de años anteriores[13].

5.2.3. Representatividad de los indicadores

Tal y como se ha comentado en apartados anteriores, a los datos biológicos se les asigna una representatividad alta (A) o baja (B), en función del sustrato de muestreo de diatomeas (para el IPS, apartado 3.3.1.1.), o de las posibles desviaciones con relación al protocolo de muestreo de macroinvertebrados (*20 kicks*) como consecuencia de condiciones de muestreo no ideales en el tramo a controlar (para el IBMWP; apartado 3.3.1.2). Para el caso del IBMR, como se trata de un índice nuevo, la representatividad asignada vendrá definida en función de la zona de cauce a muestrear, las características del tramo (vadeable o no vadeable), mayor o menor transparencia, etc (apartado 3.3.1.3). Previamente a este análisis deben ser eliminados los datos considerados "no representativos", teniendo en cuenta tanto los criterios generales expuestos al principio del apartado 5.2 como los particulares de cada indicador. Esto no sucede para los indicadores físico-químicos e hidromorfológicos, para los que se ha considerado que todos los datos válidos (es decir, aquellos que no se han eliminado por haber sido considerados "no representativos" o directamente erróneos) tienen idéntica representatividad.

Dado que una representatividad baja implica una mayor incertidumbre asociada al dato, de forma que el índice en cuestión podría estar sesgando los resultados en un sentido u otro, se ha determinado que, si alguno de los indicadores biológicos utilizados es considerado como poco representativo (B), la confianza asociada al resultado de estado o potencial ecológico obtenido baja un grado.

5.2.4. Coherencia de los datos

Este último criterio resulta de aplicación en el único supuesto de que todos y cada uno de los tres criterios anteriores impliquen una confianza asociada al estado o potencial ecológico alta (3).

Se trata de valorar la coherencia de los datos, partiendo de la idea de que, si con la evaluación de los elementos de calidad biológicos se obtiene un estado bueno o muy bueno, o bien un potencial ecológico bueno o superior, los indicadores físico-químicos deben encontrarse dentro de los rangos de valores que garantizan el funcionamiento del ecosistema y la consecución de esos valores de los indicadores biológicos. Siguiendo con este razonamiento, si el resultado viniera definido por alguno de los indicadores físico-químicos que indicase un estado o potencial ecológico moderado, la confianza asociada a ese resultado sería media (2) en lugar de alta, ya que la información proporcionada por los diferentes indicadores no es consistente[14].

[13] A partir del año 2007 los procedimientos de muestreo y análisis se han estandarizado y perfeccionado, y se dispone de información más exhaustiva y sistematizada; lo cual permite, por ejemplo, discernir la representatividad de los datos biológicos.

[14] Esto se ha considerado así para el caso particular del IPS y el IBMWP, puesto que son índices sensibles fundamentalmente a presiones relacionadas con la calidad del agua; es decir, con parámetros físico-químicos.

5.2.5. Contaminantes específicos de cuenca y confianza

Cuando una masa incumple solamente el EECOL por una sustancia del anexo V o un contaminante específico, siempre que se haya medido trimestralmente, el NCF es alto (3).

Puede haber excepciones a este supuesto, como las siguientes:

1. Metal cuya concentración pueda depender de la biodisponibilidad del medio.
2. Sustancia que pueda ser de origen natural.
3. Determinaciones que generen dudas, como en el caso de la masa 642 (año 2019) que de los 4 valores, tres eran “0” y la nueva 836 que tenía solamente 3 valores para el Cu y además uno era alto y los demás “0”.

5.3. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS

En base a los criterios definidos, se selecciona el nivel de confianza asignado a cada resultado de estado o potencial ecológico obtenido por masa de agua, siguiendo el siguiente procedimiento:

En el caso de que contemos con pocos datos para evaluar el estado o potencial ecológico, y que esos datos no sean recientes o su representatividad sea baja, el nivel de confianza asignado es 1 (baja confianza). También tendremos este nivel de confianza cuando la masa de agua tenga únicamente información sobre indicadores HM-CHD durante el periodo de estudio.

En el resto de las masas de agua se obtendrá una confianza de 3 (alta confianza), siempre que se cumplan todos y cada uno de los condicionantes establecidos para ello; es decir, que los datos disponibles incluyan los indicadores biológicos mínimos que se citan en el apartado 5.2.1 y que ambos tengan una representatividad alta, que se hayan medido cinco o más indicadores físico-químicos y el resultado final obtenido no venga condicionado por uno sólo de ellos ni por ningún indicador hidromorfológico, y que se tenga algún diagnóstico dentro del periodo de los 6 años anteriores al momento de la evaluación. Si falla uno solo de estos cuatro criterios, el nivel de confianza asignado será 2 (media confianza), pero en el momento en que se incumpla más de un requisito, la confianza bajará dos grados y, por tanto, se le asignará un nivel de confianza 1 (baja confianza).

Para las masas de agua artificiales asimilables a río, se alcanzaría un nivel de confianza alto (3) cuando se disponga de todos los indicadores biológicos aplicables y de todos o prácticamente todos los indicadores físico-químicos considerados (OD, % Oxígeno, pH, amonio, nitratos, fosfatos y contaminantes específicos). Para la asignación de los siguientes niveles de confianza, se seguirán los mismos criterios expuestos para ríos naturales y muy modificados de carácter lótico.

A modo de resumen, se presenta en el siguiente esquema la forma en que se combinan e integran los criterios establecidos para la asignación de uno u otro nivel de confianza asociado al estado o potencial ecológico:

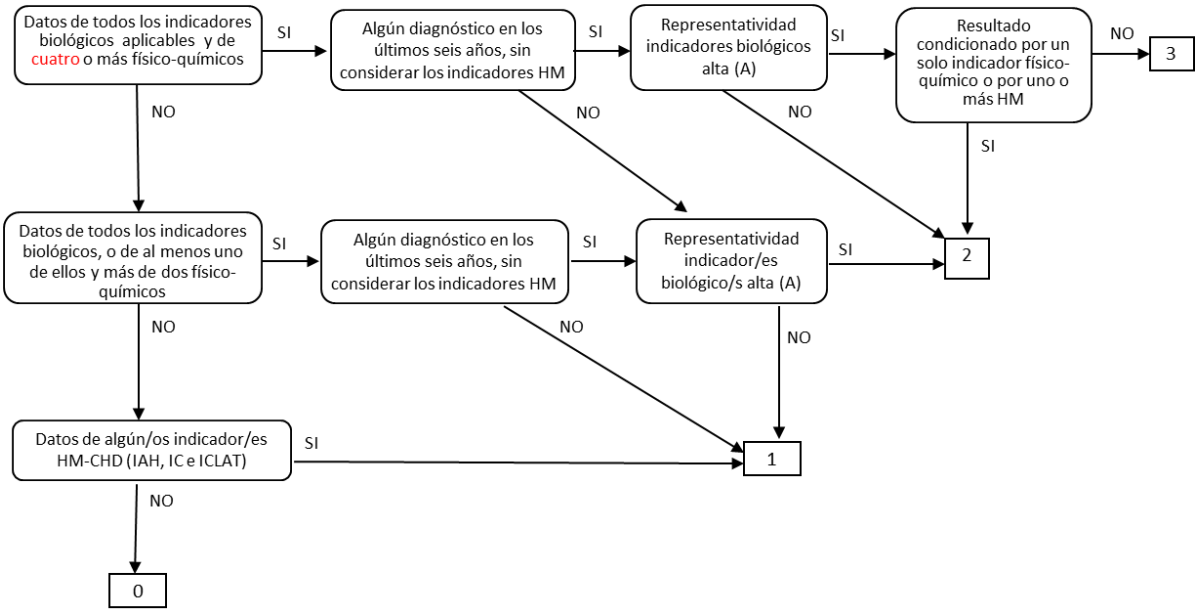


Figura 4. Esquema de estimación del nivel de confianza asociado al estado o potencial ecológico.

6. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN EMBALSES

6.1. CONDICIONES DE MÁXIMO POTENCIAL ECOLÓGICO Y TIPOS DE MASAS DE AGUA.

El potencial ecológico se asocia a masas de agua muy modificadas por la acción de la actividad humana y a masas de agua artificiales que, si bien no pueden alcanzar un buen estado ecológico al haber sido alteradas (o por ser artificiales), sí se les puede exigir el cumplimiento del buen potencial ecológico, en función de los indicadores contemplados en el RDSE. En el caso de los embalses, estos pueden haber sido creados por la modificación de una masa de agua de la categoría río o lago; o bien pueden haber sido creados artificialmente.

Al igual que en el caso de los ríos, se debe comparar la situación en la que se encuentra una masa de agua con la que tendría en condiciones de máximo potencial ecológico. Para ello, es necesario, en primer lugar, asignar a cada masa alguno de los 13 tipos de embalses recogidos en el anexo II, apartado C del RDSE. Las 47 masas de agua identificadas como embalse (aunque en número son 48 embalses puesto que Fuentes Claras y Cogotas son la misma masa de agua) en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se han clasificado en el Plan Hidrológico 2016-2021 dentro de alguno de los 7 tipos siguientes:

Nº tipo	Denominación tipo	Nº masas de agua
1	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	11
3	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	1
5	Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	3
7	Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	12
11	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	3
12	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales	10
13	Dimíctico	7
	TOTAL	**47**

Tabla 28. Tipos de masas de agua de la categoría embalse en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero.

De los 47 embalses, 38 son ríos muy modificados de carácter léntico, 4 lagos muy modificados y 5 lagos artificiales. Los embalses fronterizos (Pocinho, Miranda, Picote y Bemposta) no se tienen en cuenta en este listado.

6.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN EMBALSES

Para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua de la categoría embalse se consideran 4 clases, siendo las mismas que para las masas de agua muy modificadas asimilables a río:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Bueno o superior
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 29. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua embalse

La clasificación del potencial ecológico de estas masas de agua se basa en los resultados obtenidos para una serie de elementos de calidad biológicos, aunque también se analizan indicadores físico-químicos e hidromorfológicos. En la tabla siguiente se muestran los elementos de calidad y métricas de las que se recoge información. Es importante señalar que no todos los indicadores de la tabla intervienen en la valoración del potencial ecológico de las masas de agua embalse, sino que únicamente se utilizarán aquellos que aparecen en negrita, ya que el resto no dispone de condiciones de máximo potencial ecológico, tal y como se indica en el RDSE.

GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Biológicos	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	**Índice de grupos algales (IGA)**
		Porcentaje de cianobacterias (Cianobacterias %)
		Concentración de clorofila a (mg/m^3)
		Biovolumen total de fitoplancton (mm^3/L)
Físico-químicos	Condiciones generales: Condiciones térmicas	Temperatura del agua “in situ”
	Condiciones generales: Transparencia	Profundidad visión del Disco de Secchi
		Turbidez “in situ”
		Color “in situ” (visual)
	Condiciones generales: Condiciones de oxigenación	Concentración de oxígeno disuelto “in situ”
		Saturación de oxígeno disuelto “in situ”
	Condiciones generales: Estado de acidificación	pH “in situ”
		Calcio soluble
		Alcalinidad
	Condiciones generales: Nutrientes	Nitritos
		Nitratos
		Amonio
		Nitrógeno Kjeldahl
		Fosfatos
		Fósforo total
		Sílice
		Sulfuros libres “in situ”
	Contaminantes específicos – vertidos en cantidades significativas	**Contaminantes del anexo V del Real Decreto 817/2015 (sustancias preferentes), glifosato y AMPA**

GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Hidromorfológicos	Régimen hidrológico	Aporte de caudal medio
		Salidas del embalse
		Nivel de agua medio
		Tiempo de residencia o permanencia
		Volumen medio anual e interanual
	Condiciones morfológicas	Variación media de la profundidad

Tabla 30. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico en embalses

De la tabla anterior (Tabla 30), se han extraído los indicadores del RDSE que se van a utilizar en la valoración del potencial ecológico en embalses (sólo los resaltados en negrita). En función de los valores de los indicadores registrados en cada masa de agua, se obtiene una clasificación por separado para cada uno de los grupos de elementos de calidad. El resultado final de la valoración del potencial ecológico viene definido por el peor valor obtenido para cada elemento de calidad individualmente y, por tanto, por el valor obtenido para el conjunto de indicadores de los elementos de calidad de un mismo grupo (fitoplancton y contaminantes específicos). Actualmente, no se dispone de condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para los elementos de calidad físico-químicos generales ni para los hidromorfológicos.

Para los indicadores aplicables, cuando su valor coincida con el valor de corte entre dos categorías de estado (fitoplancton) o con la NCA (contaminantes específicos) se ha adoptado el criterio de asignarle la clase superior.

El fitoplancton computa para la clasificación del potencial ecológico como bueno o superior, moderado, deficiente y malo. Por su parte, los contaminantes específicos únicamente discriminan entre las clases bueno o superior y moderado.

El procedimiento aplicable para la combinación de estos elementos de calidad se muestra en el siguiente esquema:

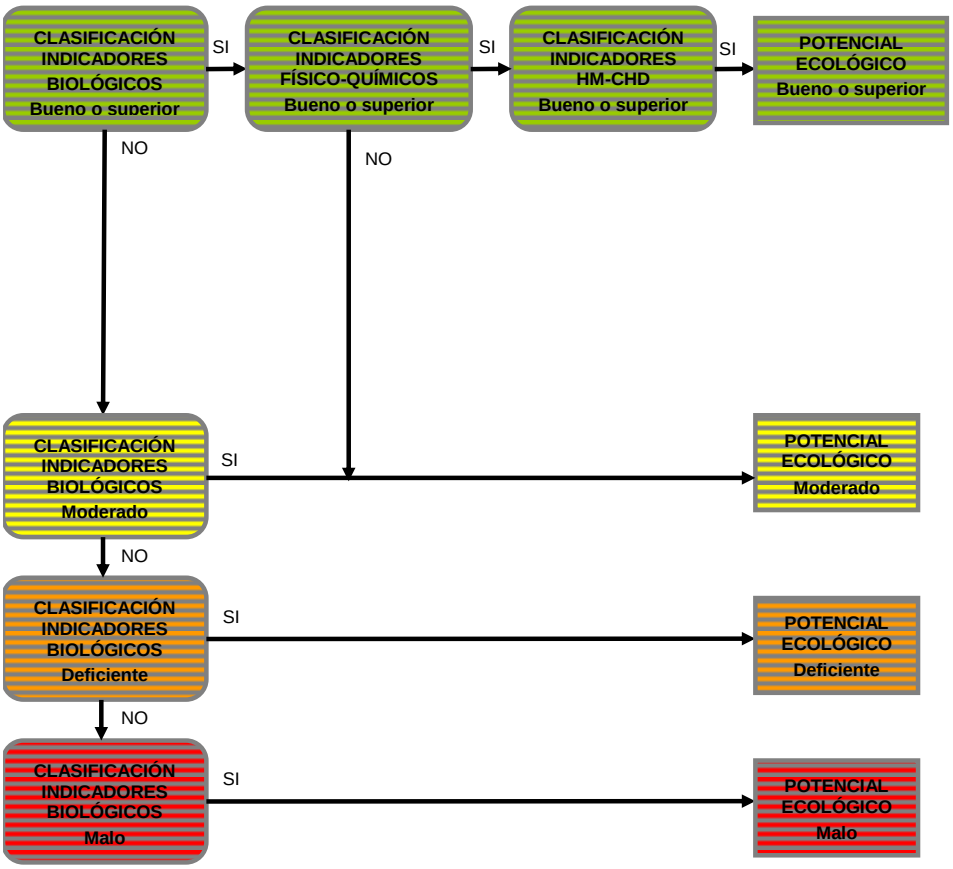


Figura 5. Esquema de clasificación del potencial ecológico en masas de agua embalse.

6.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS

6.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados

Para evaluar el potencial ecológico de los embalses se utiliza únicamente el elemento de calidad fitoplancton, puesto que es el único para el que, hasta la fecha, se han definido condiciones de máximo potencial y límites de cambio de clase oficiales. Para la valoración del elemento de calidad fitoplancton, se calculan los indicadores que figuran en la tabla siguiente:

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR	PROTOCOLO MUESTREO	PROTOCOLO DE ANÁLISIS Y CÁLCULO DE MÉTRICAS
Fitoplancton	Clorofila “a”	M-LE-FQ-2013	MFIT-2013. *Versión 2*
	Biovolumen total		
	% Biovolumen de cianobacterias (% cianobacterias)		
	Índice de grupos algales (IGA)		

Tabla 31. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de embalses.

Los protocolos de muestreo y cálculo de métricas están publicados en el siguiente enlace de la Web del Ministerio: http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-de-muestro-laboratorio-y-calculo-de-indices.aspx

6.3.1.1. *Concentración de clorofila "a"*

Es una medida indirecta de la biomasa de fitoplancton. El procedimiento para su determinación consiste en la concentración del fitoplancton, la extracción de los pigmentos fotosintéticos contenidos en la muestra (con la ayuda de un disolvente orgánico) y la posterior medida de la densidad óptica del extracto (absorbancia) a determinadas longitudes de onda mediante un espectrofotómetro.

Límites de cambio de clase de potencial ecológico para la clorofila "a"

Tipo	Denominación	Máximo potencial ecológico (mg/m^3)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Bueno o superior/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
1	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	2,00	0,211	0,140	0,070
3	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	2,00	0,211	0,140	0,070
5	Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	2,60	0,250	0,167	0,083
7	Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	2,60	0,433	0,287	0,143
11	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	2,60	0,433	0,287	0,143
12	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de los ríos principales	2,40	0,195	0,130	0,065
13	Dimíctico	2,10	0,304	0,203	0,101

Tabla 32. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para la clorofila a en masas de agua embalse, según RDSE.

6.3.1.2. *Biovolumen total*

Es una medida de la biomasa del fitoplancton, en la que se realiza una identificación, recuento y posterior determinación del biovolumen del fitoplancton (total y por taxón). Primero se calcula el volumen celular de cada especie (promedio de los biovolúmenes previamente medidos para los individuos de la especie en cuestión), posteriormente se multiplica el biovolumen de cada taxón por el número de células/mL obtenidas en el recuento y por último, se suman los biovolúmenes de los taxones identificados en la muestra. Se atiende a la figura geométrica asignada por Taxagua a cada especie (Tesauro taxonómico diseñado por la Dirección General del Agua para los elementos de calidad biológicos implicados en la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continental superficiales), a la medida de sus dimensiones (longitud, anchura y diámetro en un

mínimo de 20 individuos por taxón) y a la fórmula asociada a la figura geométrica correspondiente (indicada también en TAXAGUA).

Límites de cambio de clase de potencial ecológico para el biovolumen total

Tipo	Denominación	Máximo potencial ecológico (mm^3/L)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Bueno o superior/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
1	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	0,36	0,189	0,126	0,063
3	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,36	0,189	0,126	0,063
5	Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,77	0,248	0,165	0,083
7	Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	0,76	0,362	0,240	0,120
11	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,76	0,362	0,240	0,120
12	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de los ríos principales	0,63	0,175	0,117	0,058
13	Dimíctico	0,430	0,261	0,174	0,087

Tabla 33. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para el biovolumen total en masas de agua embalse, según RDSE.

6.3.1.3. % Cianobacterias

Es una medida indirecta de la composición de fitoplancton. Para su cálculo, es necesario aplicar la siguiente fórmula basada en las proporciones de biovolúmenes de los grupos fitoplanctónicos presentes en la muestra respecto al biovolumen total.

$$\%CIANO = \frac{BVOL_{CIA} - [BVOL_{CHR} - (BVOL_{MIC} + BVOL_{WOR})]}{BVOL_{TOT}}$$

$BVOL_{CIA}$	Biovolumen de cianobacterias
$BVOL_{CHR}$	Biovolumen de Chroococcales
$BVOL_{MIC}$	Biovolumen de *Microcystis*
$BVOL_{WOR}$	Biovolumen de *Woronichinia*
$BVOL_{TOT}$	Biovolumen total de fitoplancton

Límites de cambio de clase de potencial ecológico para % cianobacterias

Tipo	Denominación	Máximo potencial ecológico (%)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Bueno o superior/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
1	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	0,00	0,908	0,607	0,303
3	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,00	0,908	0,607	0,303
5	Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,40	0,647	0,431	0,216
7	Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	0,00	0,715	0,480	0,240
11	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,00	0,715	0,480	0,240
12	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de los ríos principales	0,10	0,686	0,457	0,229
13	Dimíctico	0,00	0,931	0,621	0,310

Tabla 34. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico para % cianobacterias en masas de agua embalse, según RDSE.

6.3.1.4. Índice de grupos algales (IGA).

Es una medida indirecta de la composición del fitoplancton. Para su cálculo, es necesario aplicar la siguiente fórmula basada en las proporciones de biovolúmenes de los grupos fitoplanctónicos presentes en la muestra respecto al biovolumen total.

$$\frac{1 + 0{,}1Cr + Cc + 2(Dc + Chc) + 3Vc + 4Cia}{1 + 2(D + Cnc) + Chnc + Dnc}$$

Cr: Criptófitos	*Cia*: Cianobacterias
Cc: Crisófitos coloniales	*D*: Dinoflagelados
Dc: Diatomeas coloniales	*Cnc*: Crisófitos no coloniales
Chc: Clorococales coloniales	*Chnc*: Clorococales no coloniales
Vc: Volvocales coloniales	*Dnc*: Diatomeas no coloniales

Límites de cambio de clase de potencial ecológico para el IGA

Tipo	Denominación	Máximo potencial ecológico	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Bueno o superior/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
1	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	0,10	0,974	0,649	0,325
3	Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,10	0,974	0,649	0,325
5	Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	3,90	0,897	0,598	0,299
7	Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15ºC, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos	0,61	0,982	0,655	0,327
11	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal	0,61	0,982	0,655	0,327
12	Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de los ríos principales	1,50	0,929	0,619	0,310
13	Dimíctico	1,10	0,979	0,653	0,326

Tabla 35. Condiciones de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico IGA en masas de agua embalse, según RDSE.

6.3.2. Evaluación del potencial ecológico según los indicadores de los elementos de calidad biológicos

Para la evaluación del elemento de calidad fitoplancton se tendrá en cuenta el siguiente procedimiento:

1) Cálculo de los valores de RCE de las métricas de fitoplancton evaluadas, en el cual intervienen el valor de máximo potencial ecológico (MPE) específico de la tipología de embalse del que se trate y el valor obtenido para la métrica en cuestión:

- **RCE Clorofila "a"** ($RCE_{Cl\alpha}$) = Valor $MPE_{Cl\alpha}$ / Valor Cl*a* obtenido
- **RCE Biovolumen total** (RCE_{BVTOT}) = Valor MPE_{BVTOT} / Valor BVTOT obtenido
- **RCE % cianobacterias** ($RCE_{\%CNB}$) = (100 – Valor %CNB obtenido) / (100 – $MPE_{\%CNB}$)
- **RCE IGA** (RCE_{IGA}) = (400 – Valor IGA obtenido) / (400 – Valor MPE_{IGA})

Si RCE>1, el valor considerado es 1

Los valores para el cálculo del RCE son los obtenidos en las campañas de muestreo anuales realizadas en la época de estratificación, utilizándose el promedio anual de los valores medios en las campañas.

2) Transformación de los valores de RCE calculados para cada métrica a una escala numérica lineal común (normalización de RCE: Valores RCEtrans) para poder llevar a cabo su combinación, ya que se trata de métricas que responden a un mismo tipo de presión (eutrofización).

Estas transformaciones se efectúan mediante el uso de ecuaciones que varían según la tipología de embalse y el valor de RCE obtenido, cuyo origen se encuentra en el proceso de intercalibración abordado por los Estados miembros, en cumplimiento de la DMA, para garantizar la comparabilidad de los resultados del control biológico y las clasificaciones de sus sistemas de seguimiento de estado o potencial ecológico.

Para la valoración, se ha recurrido a las ecuaciones de normalización derivadas de los últimos resultados del ejercicio de intercalibración, las cuales cubren la totalidad de las tipologías de masa de agua "embalse". Estas ecuaciones se incluyen en la Versión 2 del "Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MFIT-2013)".

En lo que respecta a las tipologías de la cuenca del Duero, estas ecuaciones son las siguientes:

- Tipologías 1 y 3:

Clorofila a	
RCE>0,21	RCE_{trans} = 0,5063 x RCE + 0,4937
RCE ≤0,21	RCE_{trans} = 2,8571 x RCE
Biovolumen	
RCE >0,19	RCE_{trans} = 0,4938 x RCE + 0,5062
RCE ≤0,19	RCE_{trans} = 3,1579 x RCE
% Cianobacterias	
RCE >0,91	RCE_{trans} = 4,4444 x RCE - 3,4444
RCE ≤0,91	RCE_{trans} = 0,6593 x RCE
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE >0,9737	RCE_{trans} = 15,234 x RCE - 14,233
RCE ≤0,9737	RCE_{trans} = 0,6162 x RCE

- Tipología 5:

Clorofila a	
RCE >0,25	RCE_{trans} =0,5333 x RCE + 0,4667
RCE ≤ 0,25	RCE_{trans} = 2,4 x RCE
Biovolumen	
RCE >0,248	RCE_{trans} = 0,5316 x RCE + 0,4684
RCE ≤ 0,248	RCE_{trans} = 2,4234 x RCE
% Cianobacterias	
RCE >0,647	RCE_{trans} = 1,1318 x RCE - 0,1318
RCE ≤ 0,647	RCE_{trans} = 0,928 x RCE
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE >0,897	RCE_{trans} = 3,8929 x RCE - 2,8929
RCE ≤ 0,897	RCE_{trans} = 0,6687 x RCE

- Tipologías 7 y 11:

Clorofila a	
RCE>0,43	RCE_{trans} = 0,7018 x RCE + 0,2982
RCE ≤0,43	RCE_{trans} = 1,3953 x RCE
Biovolumen	
RCE >0,36	RCE_{trans} = 0,625 x RCE + 0,375
RCE ≤0,36	RCE_{trans} = 1,6667 x RCE
% Cianobacterias	
RCE >0,72	RCE_{trans} = 1,4286 x RCE - 0,4286
RCE ≤0,72	RCE_{trans} = 0,8333 x RCE
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE >0,9822	RCE_{trans} = 22,533 x RCE - 21,533
RCE ≤0,9822	RCE_{trans} = 0,6108 x RCE

- Tipología 12:

Clorofila a	
RCE >0,195	RCE_{trans} =0,497x RCE + 0,503
RCE ≤ 0,195	RCE_{trans} = 3,075 x RCE
Biovolumen	
RCE > 0,175	RCE_{trans} = 0,4851 x RCE + 0,5149
RCE ≤ 0,175	RCE_{trans} = 3,419 x RCE
% Cianobacterias	
RCE > 0,686	RCE_{trans} = 1,2726x - 0,2726
RCE ≤ 0,686	RCE_{trans} = 0,875 x RCE
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,929	RCE_{trans} = 5,6325x – 4,6325
RCE ≤ 0,929	RCE_{trans} = 0,6459 x RCE

- Tipología 13:

Clorofila a	
RCE > 0,304	RCE_{trans} = 0,575 x RCE + 0,425
RCE ≤ 0,304	RCE_{trans} = 1,9714 x RCE
Biovolumen	
RCE > 0,261	RCE_{trans} = 0,541x RCE + 0,459
RCE ≤ 0,261	RCE_{trans} = 2,3023 x RCE
% Cianobacterias	
RCE > 0,931	RCE_{trans} = 5,7971 x RCE - 4,7971
RCE ≤ 0,931	RCE_{trans} = 0,6445 x RCE
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,979	RCE_{trans} = 18,995 x RCE - 17,995
RCE ≤ 0,979	RCE_{trans} = 0,6129 x RCE

3) Cálculo por separado del promedio (media aritmética) de los valores RCEtrans de las métricas representativas de la "biomasa y abundancia" de fitoplancton (Clorofila "a" y Biovolumen total), por un lado, y de los valores RCEtrans de las métricas de "composición" (% cianobacterias e IGA) por el otro, para, seguidamente, promediar los valores así obtenidos (promedio de RCEtrans final).

Estas operaciones de combinación de métricas para la determinación del potencial ecológico se resumen en la siguiente fórmula:

$$\mathbf{RCEtrans\ final} = \frac{(\mathbf{RCEtransCl}\boldsymbol{a} + \mathbf{RCEtransBVTOT})}{\mathbf{2}} + \frac{(\mathbf{RCEtrans\%CNB} + \mathbf{RCEtransIGA})}{\mathbf{2}} \mathbf{/2}$$

Es importante reseñar que, para el cálculo del promedio final de RCEtrans, se requiere la evaluación de al menos una de las métricas relativas a la "biomasa y abundancia" y de una de las métricas de "composición".

4) Clasificación del potencial ecológico debido al fitoplancton mediante la comparación del valor RCEtrans final, previamente ajustado a dos decimales, con los umbrales de RCE transformado que a continuación se indican:

POTENCIAL ECOLÓGICO	UMBRAL RCE TRANSFORMADO
Bueno o superior	≥0,60
Moderado	≥0,40
Deficiente	≥0,20
Malo	<0,20

Tabla 36. Clasificación del potencial ecológico de acuerdo al umbral RCE transformado.

En resumen, el procedimiento a seguir para la valoración del potencial ecológico de los embalses es el siguiente:

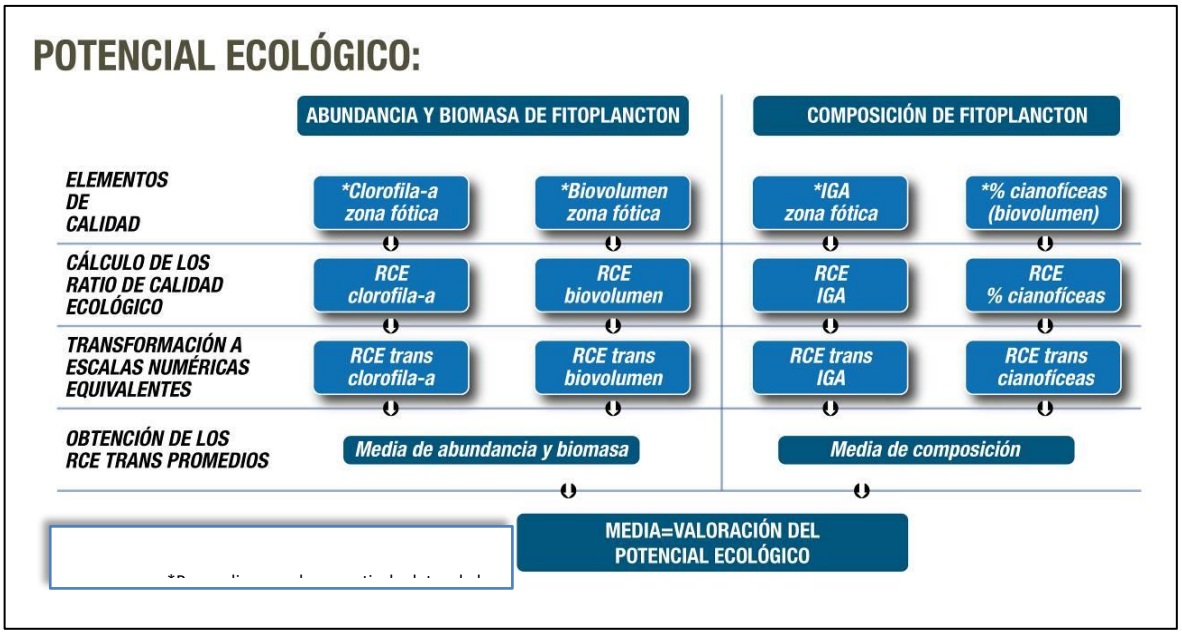


Figura 6. Esquema del procedimiento a seguir para la valoración del potencial ecológico.

Para la evaluación del estado 2019 publicado en el nuevo Plan Hidrológico se ha agregado el RCE transformado de los últimos 6 años (2014-2019) siguiendo los criterios de la Guía de evaluación del estado.

6.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS

6.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados

En la caracterización físico-química de las masas de agua embalse se realizan las siguientes mediciones:

- Determinación de la transparencia del agua mediante el disco de Secchi.
- Obtención de perfiles verticales in situ, empleando una sonda multiparamétrica que realiza medias de temperatura, concentración de oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, pH y turbidez.
- Determinación de las características físico-químicas generales de la columna de agua (alcalinidad, nitrógeno Kjeldahl, nitratos, nitritos, fósforo total, fosfatos, sílice y calcio disuelto) y presencia de tóxicos (amonio y, en caso de anoxia, ácido sulfhídrico).
- Determinación de los contaminantes específicos (anexo V RDSE)

A falta del establecimiento de condiciones de máximo potencial ecológico y puntos de corte entre clases de potencial para las métricas de los elementos de calidad físico-químicos generales en los embalses, las únicas métricas que, actualmente, intervienen en la valoración de su potencial ecológico son las relativas a contaminantes específicos.

6.4.1.1. *Contaminantes específicos (sustancias preferentes)*

Al igual que en masas de agua río, con todos los datos anuales disponibles para cada indicador se calculará su valor medio por masa de agua. Dicho valor se debe cotejar con los límites de cambio de clase incluidos en el anexo V del RDSE.

Límites de cambio de clase de potencial ecológico para contaminantes específicos

El límite entre las clases de estado "bueno o superior" y "moderado" para los contaminantes específicos coincide con las *normas de calidad ambiental para sustancias preferentes* establecidas en el anexo V del RDSE. Estas NCA se refieren a la medida de las concentraciones medidas para cada sustancia durante un año.

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS	NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL-MEDIA ANUAL (µg/L) = límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado	
1,1,1-Tricloroetano	100	
Arsénico total	50	
Cianuros totales	40	
Clorobenceno	20	
Cobre	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)	VMA
	$CaCO_3 \leq 10$	5
	$10 < CaCO_3 \leq 50$	22
	$50 < CaCO_3 \leq 100$	40
	$CaCO_3 > 100$	120
Cromo	50	
Cromo VI	5	
Diclorobenceno (suma isómeros orto, meta y para)	20	
Etilbenceno	30	
Fluoruros	1.700	
Metolacloro	1	
Selenio	1	
Terbutilazina	1	
Tolueno	50	
Xileno (suma isómeros orto, meta y para)	30	
Zinc	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)	VMA
	$CaCO_3 \leq 10$	30
	$10 < CaCO_3 \leq 50$	200
	$50 < CaCO_3 \leq 100$	300
	$CaCO_3 > 100$	500
Glifosato	0,1	
AMPA	1,6	

Tabla 37. Límites de cambio de clase de potencial ecológico para contaminantes específicos en masas de agua embalse, según anexo V RDSE.

Como se puede apreciar en la Tabla 37, el cumplimiento de los objetivos de calidad para los parámetros Cobre y Zinc está condicionado por la dureza del agua, por lo que se deben valorar en base a las mediciones de dureza más recientes registradas en la masa de agua. Cuando no se disponga de información sobre la dureza en la masa de agua, se considera que no se puede valorar (NPV) el cumplimiento de las normas de calidad ambiental para el Cobre y el Zinc, dado que se desconoce cuál de los cuatro valores posibles de la NCA-MA resulta de aplicación para cada uno de estos parámetros en esa masa de agua concreta.

Con carácter general, las NCA de los metales en agua se refieren a la concentración disuelta, cuya determinación corresponde a *"Metal disuelto" (metal en una muestra de agua filtrada inmediatamente después de la toma de muestra para eliminar los sólidos en suspensión).*

6.4.2. Evaluación del potencial ecológico según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos

Los indicadores de contaminantes específicos, se valoran conjuntamente, considerando que el incumplimiento de la norma de calidad ambiental (NCA) por uno de ellos supone clasificar a los contaminantes específicos en su conjunto dentro del estado "moderado", y sólo cuando todos cumplen sus respectivas NCA se considera que la masa de agua se encuentra en estado "bueno o superior" según los contaminantes específicos.

Para obtener la media anual de los parámetros del grupo de los contaminantes específicos, los valores que se encuentren por debajo del límite de cuantificación (LC) o no detectados (ND) se deberán considerar como la mitad de dicho límite, en aplicación a lo establecido en el anexo III, apartado C.2 (*Criterios y especificaciones técnicas para el seguimiento y clasificación del estado de las aguas*) del RDSE[15]. Asimismo, a la hora de calcular la suma para los parámetros que estén constituidos por una suma de varias sustancias (diclorobenceno y xileno, en este caso), se han tomado los resultados inferiores al LC o ND como cero, en aplicación de lo establecido en la citada normativa.

No todas las masas de agua cuentan con valores de contaminantes específicos; puesto que se han seleccionado para su muestreo únicamente aquellas masas de agua en las que es esperable o probable la aparición de estos contaminantes. Para realizar esta selección o "screening" se ha trabajado con la información analítica disponible en la CHD relativa a la calidad de aguas superficiales, así como con el estudio de presiones e impactos de la CHD (IMPRESS), que integra otras fuentes de información con las que también se ha trabajado en el pasado (inventario de emisiones PRTR, inventario de vertidos, capa de zonas regables de la cuenca del Duero, etc.). De este modo, y en tanto no exista algún indicio en contra, se parte de la premisa de que las masas de agua no muestreadas no contienen estos contaminantes, por lo que, a la hora de evaluar su estado ecológico, se asume indirectamente que se cumplen las NCA.

[15] La casuística en relación con el cálculo de la media anual de parámetros (suma de un grupo determinado) y del valor medio anual (V.M.A.), es similar a la que tiene lugar con las sustancias del anexo IV (sustancias prioritarias y otros contaminantes) y se encuentran descritos más adelante (ver apartado 10.2. Normas de Calidad Ambiental).

Por lo tanto, el resultado global de la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos para los embalses, viene definido exclusivamente por la clase de potencial ecológico obtenido de las sustancias preferentes.

6.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS

6.5.1. Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos

La caracterización hidromorfológica de las masas de agua embalse se realiza mediante las siguientes mediciones en campo, si bien ninguno de estos indicadores participa actualmente en la evaluación el estado ecológico:

- Profundidad del punto de control de la masa de agua en cada campaña de muestreo (profundidad máxima del embalse).
- Cota absoluta del nivel de agua en el momento del muestreo.

El resto de métricas calculadas para la caracterización hidromorfológica son las siguientes:

- Nivel de agua: cota relativa (m) y cota absoluta (msnm).
- Volumen de agua almacenado (m^3).
- Caudales de salida (m^3/mes)
- Aportación de agua neta (m^3/mes).
- Precipitación (mm): lluvia, nieve, total y acumulada.
- Tiempo de residencia (meses).

7. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN EMBALSES

La DMA, en su Anexo V (puntos 1.3 y 1.3.4) señala que, en el plan hidrológico de cuenca, deben indicarse las estimaciones de los niveles de confianza y precisión alcanzados con el sistema de control de las aguas superficiales utilizado (programas y frecuencias de control).

A su vez, en el RDSE se especifica que la clasificación del estado de las masas de agua llevará asociado un nivel de confianza (artículo 9.5), el cual hace estrictamente referencia a la clasificación del estado o potencial ecológico relativo a un período completo de planificación hidrológica (de 6 años de duración).

Aunque, según lo expuesto, el nivel de confianza debe abordar un ciclo de planificación hidrológica, la CHD lleva a cabo también una estimación anual de la confianza para aquellos embalses en los que se haya podido determinar su potencial ecológico.

La Confederación Hidrográfica del Duero estableció una metodología propia, basada en el análisis cualitativo de la información disponible para cada masa de agua. No obstante, el punto 7 del apartado B.2 del RDSE señala que "en aras de la comparabilidad y homogeneidad, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en coordinación con las demarcaciones hidrográficas, desarrollará los criterios para calcular el nivel de confianza de la evaluación del estado o potencial ecológico, que se aprobarán mediante Instrucción e incorporarán a este anexo". **Hoy se dispone de la Guía de evaluación del estado que establece criterios para la determinación de la confianza del potencial ecológico en embalses. En el potencial ecológico de 2019 no se han podido aplicar por lo que la confianza calculada corresponde al procedimiento diseñado anteriormente por esta confederación.**

El procedimiento cualitativo diseñado por la CHD para la estimación del nivel confianza asociado a la valoración del potencial ecológico de los embalses está basado en los indicadores y elementos de calidad empleados, su frecuencia y periodos de control, y su concordancia con el criterio de experto.

De esta forma, si se cumplen todos los condicionantes establecidos en función de estos criterios, se asume que el potencial ecológico obtenido lleva asociado un nivel de confianza mayor que si alguno o varios de estos criterios no se cumplen.

De acuerdo con lo señalado en el anexo III, apartado B.2, del RDSE, el nivel de confianza de la evaluación del potencial ecológico se clasifica como "Alto", "Medio" y "Bajo", según la escala numérica que figura en la siguiente tabla:

NIVEL DE CONFIANZA	ESCALA NUMÉRICA
Bajo	1
Medio	2
Alto	3

Tabla 38. Clasificación nivel de confianza.

El RDSE considera que los datos de un indicador no son válidos cuando se produce alguna de las siguientes circunstancias, tal y como se especifica en el punto 2, apartado B.2 del RDSE:

- Datos con elevada incertidumbre, en cuyo caso se deberá aumentar la frecuencia de control.
- Datos obtenidos en circunstancias de deterioro temporal provocado por causas excepcionales tanto naturales como de fuerza mayor o que no hayan podido preverse razonablemente.
- Datos obtenidos en circunstancias derivadas de accidentes.
- Datos obtenidos en circunstancias de deterioro circunstancial del estado por existir presiones eventuales.
- Datos de fiabilidad dudosa por causas desconocidas, en cuyo caso habría que incluir la masa de agua en el programa de control de investigación.

7.1. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN MASAS DE AGUA EMBALSE

A continuación se detallan los criterios de estimación del nivel de confianza considerados:

7.1.1. Datos procedentes de más de una campaña anual de muestreo y análisis. Muestreos realizados en épocas de control representativas.

Este primer criterio valora si la serie de datos disponible cumple con la frecuencia y periodos de control establecidos en los documentos de referencia para el diagnóstico anual del potencial ecológico, especialmente en lo que respecta a su evaluación atendiendo a los elementos de calidad biológicos.

7.1.2. Datos de distintos indicadores y elementos de calidad propuestos por el RDSE para el establecimiento del potencial ecológico.

En este caso, se tienen en cuenta únicamente los elementos de calidad considerados para el diagnóstico del potencial ecológico. Como se ha comentado anteriormente, únicamente existen actualmente condiciones de máximo potencial ecológico y marcas de cambio de clase para el elemento de calidad fitoplancton y NCA para contaminantes específicos, si bien estos últimos solo se tendrán en cuenta para la evaluación del nivel de confianza en aquellos embalses para los que se ha determinado algún riesgo de presencia de estas sustancias. En el caso del fitoplancton, y puesto que el indicador que se utiliza para su valoración es multimétrico y responde a la presión más importante a la que, con carácter general, están sometidos los embalses (eutrofización), se ha considerado que el nivel de confianza puede alcanzar un grado “alto” (3) aunque sólo se haya usado un indicador.

7.1.3. Potencial ecológico coherente con criterio de experto

Este último criterio de estimación del nivel de confianza, juzga la coherencia de la valoración del potencial ecológico mediante su concordancia con el estado trófico de la masa de agua obtenido a través del índice ITSC (índice de estado trófico con SH_2 y cianobacterias desarrollado por la CHD).

Se considera que los resultados son coherentes entre sí cuando pertenecen a un mismo rango de niveles de clasificación ("Bueno o superior" o "Peor que bueno"), según se muestra en la siguiente tabla:

NIVELES DE CLASIFICACIÓN	POTENCIAL ECOLÓGICO	ITSC
Bueno o superior	Bueno o superior	Muy bueno
		Bueno
Peor que bueno	Moderado	Moderado
	Deficiente	Deficiente
	Malo	Malo

Tabla 39. Concordancia entre el potencial ecológico e ITSC.

7.1.4. Actualidad de los datos

Puesto que el estado es considerado como una "foto fija" de la masa de agua en un determinado momento, lo ideal es que los datos disponibles a nivel de masa de agua procedan de los muestreos más recientes de los que se disponga.

En consecuencia, se ha considerado que, cuando todos los datos de indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos utilizados para evaluar el potencial ecológico presenten algún diagnóstico en los 6 últimos años, la confianza asociada al resultado será mayor que cuando existan diagnósticos de años anteriores. En este caso se reduciría en una clase el valor de confianza asignado.

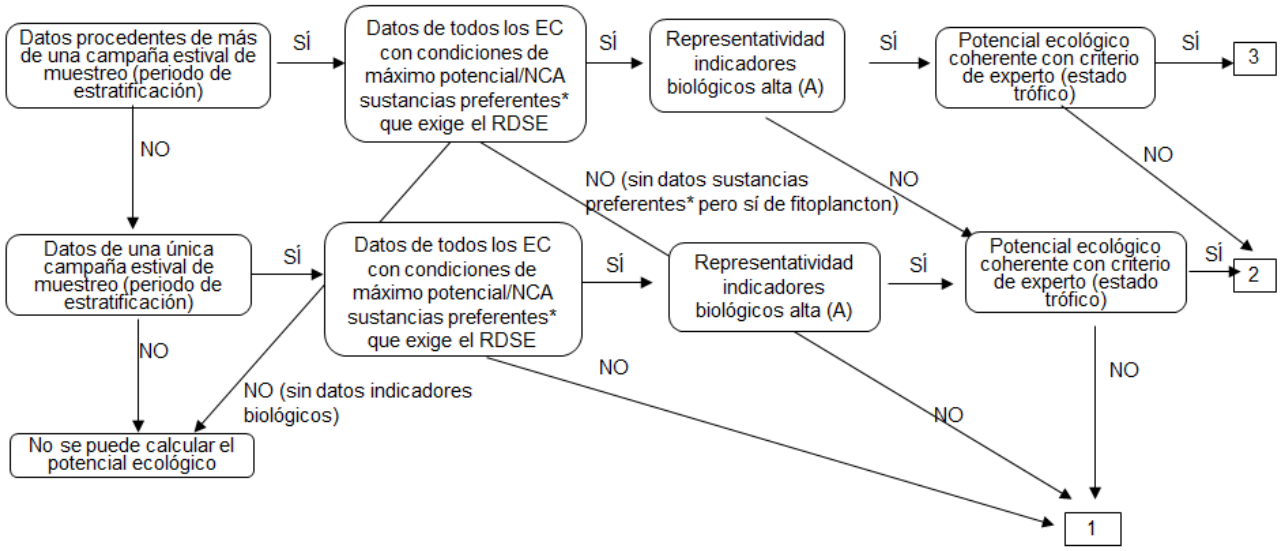
7.1.5. Representatividad de los indicadores biológicos

Tal y como se ha comentado en apartados anteriores, a los datos biológicos se les asigna una representatividad alta (A) o baja (B), en función de si las condiciones del muestreo han sido las óptimas o no. Estas condiciones vienen dadas por el criterio del experto que realiza el muestreo.

Los datos considerados "no representativos", se corresponden con las circunstancias expuestas en el punto 2, apartado B.2 del RDSE y expuestos al principio de este apartado 7.

7.2. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS

A través del siguiente esquema, se refleja el modo en que estos criterios se relacionan entre sí para la estimación del nivel de confianza del diagnóstico de potencial ecológico de cada embalse evaluado.



* Solamente en los casos en los que existan presiones que requieran del análisis de alguna sustancia preferente (anexo V RDSE)

Figura 7. Esquema estimación nivel de confianza en embalses

Con estos criterios se ha evaluado la confianza del potencial ecológico de embalses de 2019.

8. EVALUACIÓN DEL ESTADO/ POTENCIAL ECOLÓGICO EN LAGOS

8.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA

Al igual que en el caso de ríos, el estado ecológico para las masas de agua "lago" se define como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, y se evalúa comparando los valores de los indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos registrados en las masas de agua con los valores que obtendrían dichos indicadores en condiciones de referencia. En el caso de las masas de agua muy modificadas, su potencial ecológico expresa la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a una masa de agua muy modificada; y se valora en aquellas masas de agua que han sido designadas como muy modificadas.

En la cuenca del Duero existen 5 de los tipos de lagos recogidos en el anexo II, apartado B del RDSE. Las 10 masas de agua identificadas como lagos (9 naturales y 1 muy modificada) se han clasificado en el Plan Hidrológico 2016-2021 dentro de los 5 tipos siguientes:

Nº tipo	Denominación tipo	Nº masas de agua
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	2
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	1
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	4
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	1
	TOTAL	**10**

Tabla 40. Tipos de masas de agua de la categoría lago en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero.

Las tipologías 3 y 6 corresponden a lagos permanentes o de montaña y las tipologías 21 y 24 corresponden a lagos temporales o esteparios.

Según el plan hidrológico de cuenca 2022-2027 hay 14 masas de agua lago al considerar además de los 9 lagos naturales y 1 lago muy modificado, 4 lagos muy modificados que a efectos de cálculo del estado se consideran embalses. Según el plan hidrológico de cuenca 2016-2021, existían un total de 19 masas de agua de la categoría lago. 9 de ellas funcionan como embalses, y se han designado como masas de agua muy modificadas (4) o artificiales (5), relacionándolas con alguno de los tipos de embalse, por lo que el número de masas de agua lago a las que se aplica este apartado son las 10 citadas anteriormente. Con respecto al anterior Plan Hidrológico (2009-2015), las lagunas de Barco (anteriormente en el tipo 1) y Sotillo (anteriormente en el tipo 3) han pasado a tener la consideración de embalses (están represadas), por lo que actualmente se clasifican como masas de agua del tipo 13 de embalses (Dimíctico).

En el plan 2022-2027 se ha eliminado la tipología 19 de masas de agua lago, a la que pertenecía la Laguna de Boada y la laguna de la Fuente, que pasan a pertenecer a la categoría 21.

8.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO

Para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua superficiales naturales de la categoría lago se consideran 5 clases, de forma que el límite entre las clases bueno y moderado vendrá determinado por el rango de valores que garantice el funcionamiento adecuado del ecosistema:

ESTADO ECOLÓGICO
Muy bueno
Bueno
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 41. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados de estado ecológico de las masas de agua lago.

Para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas de la categoría lago se consideran 4 clases, siendo las mismas que para las masas de agua muy modificadas asimilables a río:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Bueno o superior
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 42. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua lago muy modificados.

Para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua artificiales de la categoría lago se consideran 4 clases, siendo las mismas que para las masas de agua artificiales asimilables a río:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Bueno o superior
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 43. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua lago artificiales.

Cabe señalar que el potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas (asimilables a embalse) de la categoría lago (las de tipo E-T13) y las artificiales, se evalúan siguiendo los criterios del apartado 6.

La clasificación del estado o potencial ecológico de estas masas de agua se basa en los resultados obtenidos para una serie de elementos de calidad biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. En la siguiente tabla, se muestran los elementos de calidad y métricas a controlar. Es importante señalar que no todos los indicadores de esta tabla intervienen en la valoración del estado/potencial ecológico de estas masas de agua, sino que sólo se utilizarán aquellos que aparecen en negrita, ya que para el resto no se dispone de condiciones de referencia ni de marcas de cambio de clase.

GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Biológicos	Fitoplancton	Densidad fitoplanctónica (total y por taxón)
		Clorofila "a"
		Biovolumen (total y por taxón)
		% biovolumen de cianobacterias
		Índice de grupos algales (IGA)
	Otro tipo de flora acuática: macrófitos	**Presencia de hidrófitos**
		Riqueza de especies de macrófitos típicos
		Cobertura total de hidrófitos típicos
		Cobertura total de helófitos típicos
		Cobertura total de macrófitos típicos
		Cobertura de especies indicadoras de condiciones eutróficas
		Cobertura de especies exóticas
	Fauna bentónica de invertebrados	Índice IBCAEL
		Índice QAELS Duero
Físico-químicos	Generales: Transparencia	**Profundidad de visión del Disco de Secchi**
		Turbidez "in situ"
		Color "in situ" (visual)
	Generales: Condiciones térmicas	Temperatura del agua "in situ"
	Generales: Condiciones de oxigenación	Concentración de oxígeno disuelto "in situ"
		Saturación de oxígeno disuelto "in situ"
	Generales:Salinidad	Conductividad eléctrica a 20ºC "in situ"
	Generales:Estado de acidificación	**pH "in situ"**
		Calcio soluble
		Alcalinidad
	Generales: Nutrientes y otros	Nitritos
		Nitratos
		Amonio
		Nitrógeno total
		Fosfatos
		Fósforo total
		Sílice
		Sulfuros libres "in situ" (en caso de anoxia)
	Sustancias contaminantes	Sustancias prioritarias (anexo IV RDSE)

GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
		Sustancias preferentes (anexo V RDSE)
Hidromorfológicos	Volumen e hidrodinámica del lago	Alteraciones en el régimen de llenado
		Alteraciones en el régimen de vaciado
		Alteraciones en el régimen de estratificación
		Alteraciones en el hidroperiodo y régimen de fluctuación del nivel del agua
	Tiempo de permanencia	Alteraciones en el régimen de llenado
		Alteraciones en el régimen de vaciado
		Alteraciones en el hidroperiodo y régimen de fluctuación del nivel del agua
	Conexión con las aguas subterráneas	Alteraciones en el régimen de llenado
	Variación de la profundidad del lago	Alteraciones en el estado y estructura de la cubeta
		Profundidad del punto de control
	Cantidad, estructura y sustrato del lecho	Alteraciones en el estado y estructura de la cubeta
	Estructura de la zona ribereña	Alteraciones en el estado y estructura de la zona ribereña
		Índice ECELS

Tabla 44. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del estado/potencial ecológico en lagos

En función de los valores de los indicadores resaltados en negrita en la tabla anterior registrados en cada masa de agua, se obtiene una clasificación de estado/potencial ecológico por separado para cada uno de los grupos de elementos de calidad. El resultado final de la valoración del estado/potencial ecológico viene definido por el peor valor obtenido para cada elemento de calidad individualmente (en la práctica, solamente para los elementos de calidad biológicos y físico-químicos). Actualmente, no se dispone de valores de referencia ni de máximo potencial ecológico para ninguno de los elementos de calidad hidromorfológicos.

Para los indicadores aplicables, cuando su valor coincida con el valor de corte entre dos categorías de estado o con la NCA (contaminantes específicos) se ha adoptado el criterio de asignarle la clase superior.

Los elementos de calidad biológicos computan para la clasificación del estado ecológico como muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo. Por su parte, los elementos de calidad físico-químicos únicamente discriminan entre las clases muy bueno, bueno y moderado (excepto en el pH, que sólo diferencia entre las clases muy bueno y moderado). En el caso del potencial ecológico, las clases posibles serían bueno o superior, moderado, deficiente y malo, en base a los elementos de calidad biológicos, y bueno o superior y moderado para los elementos de calidad físico-químicos.

El procedimiento aplicable para la combinación de estos elementos de calidad en la evaluación del estado ecológico se muestra en el siguiente esquema:

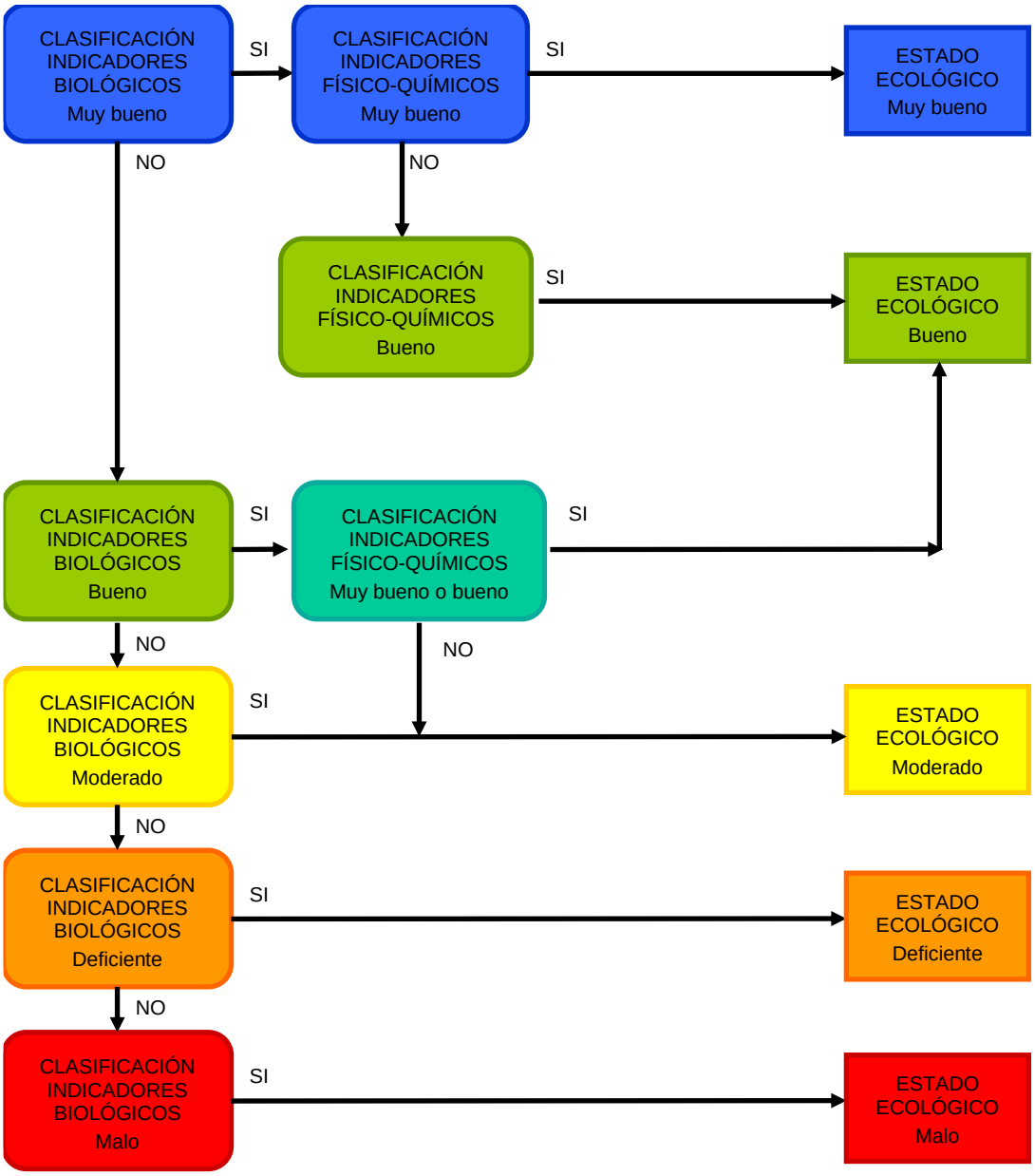


Figura 8. Esquema clasificación del estado ecológico en lagos naturales.

En el caso de las masas de agua muy modificadas de la categoría lago (dentro de las que no funcionan como un embalse, en la cuenca del Duero únicamente se encuentra en esta situación la laguna de la Nava) el esquema de combinación de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico se muestra a continuación:

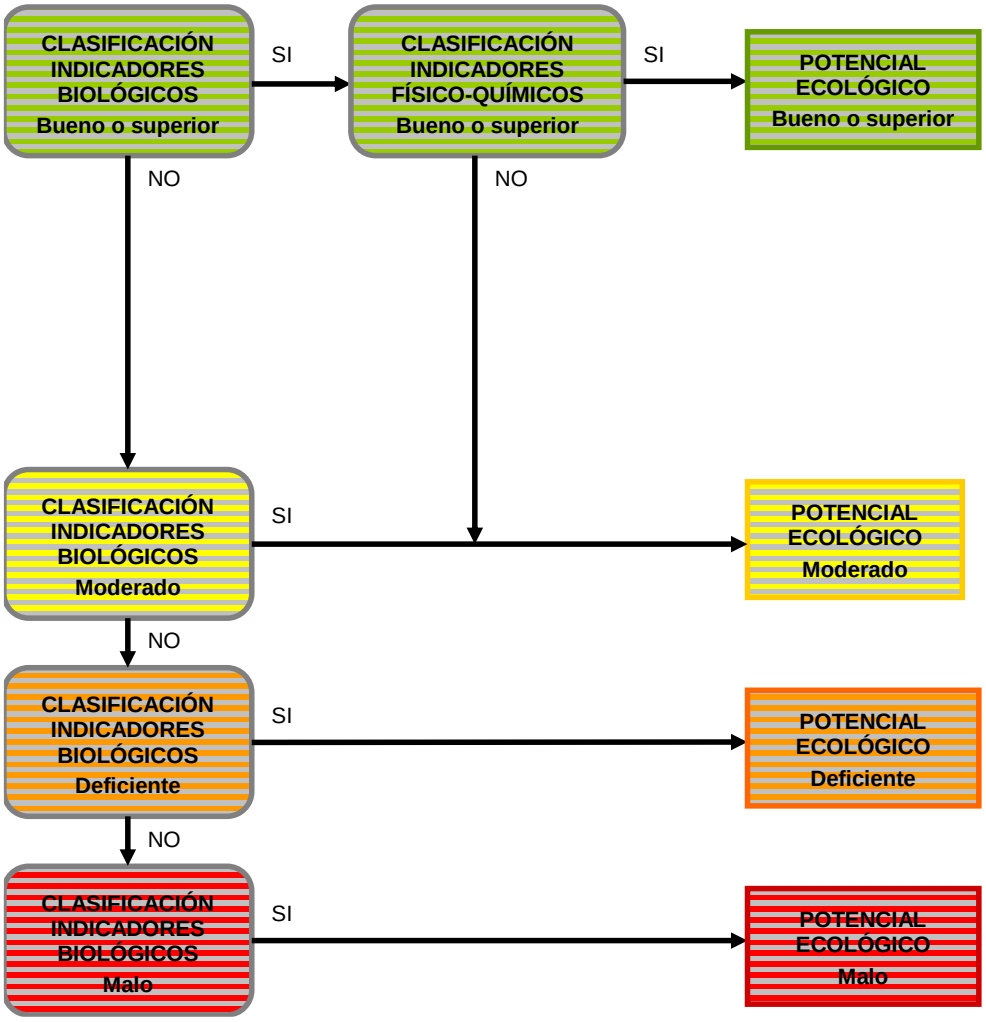


Figura 9. Esquema clasificación del potencial ecológico en lagos muy modificados.

8.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS

8.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados

Para evaluar el estado/potencial ecológico de las masas de agua de la categoría lago se utilizan los indicadores biológicos que figuran en la siguiente tabla, puesto que, para todos ellos, se han establecido valores de referencia y de máximo potencial en el apartado B del anexo II del RDSE.

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR	PROTOCOLO MUESTREO	PROTOCOLO DE CÁLCULO DE MÉTRICAS
Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Biovolumen	M-LE-FP-2013	MFIT-2013. Versión 2
	Clorofila a		

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR	PROTOCOLO MUESTREO	PROTOCOLO DE CÁLCULO DE MÉTRICAS
Composición y abundancia de otra flora acuática	Riqueza macrófitos	M-L-OFM-2013	OFALAM-2013 y Documento Cedex[16]
	Cobertura macrófitos eutróficos		
	Cobertura macrófitos exóticas		
	Cobertura helófitos		
	Cobertura hidrófitos		
	Cobertura total macrófitos		
	Presencia de hidrófitos		
Fauna bentónica de invertebrados	Índice QAELS Duero		

Tabla 45. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de lagos.

Los protocolos de muestreo y cálculo de métricas están publicados en el siguiente enlace de la Web del Ministerio: http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-de-muestro-laboratorio-y-calculo-de-indices.aspx

8.3.1.1. Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton

8.3.1.1.1. Concentración de clorofila "a"

Es una medida indirecta de la biomasa de fitoplancton. El procedimiento para su determinación consiste en la concentración del fitoplancton, la extracción de los pigmentos fotosintéticos contenidos en la muestra (con la ayuda de un disolvente orgánico) y la posterior medida de la densidad óptica del extracto (absorbancia) a determinadas longitudes de onda mediante un espectrofotómetro.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la clorofila "a"

Tipo	Denominación	Condición de referencia (mg/m³)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno/bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	1,3	0,68	0,49	0,34	0,17
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	1,5	0,65	0,36	0,21	0,11
19	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización media, temporal	4,1	0,6	0,42	0,26	0,12
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	3,2	0,59	0,32	0,21	0,1
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	4,9	0,63	0,46	0,26	0,12

Tabla 46. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para la clorofila a en masas de agua lago, según RDSE.

[16] "Selección de métricas para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua del tipo lagos basadas en el elemento de calidad otra flora acuática, en aplicación de la Directiva Marco del Agua. Versión 1.0 (Madrid, diciembre de 2009)"

8.3.1.1.2. Biovolumen total

Tal como se ha definido anteriormente para el caso de embalses, el biovolumen total es una medida de la biomasa del fitoplancton, en la que se realiza una identificación, recuento y posterior determinación del biovolumen del fitoplancton (total y por taxón). Primero se calcula el volumen celular de cada especie (promedio de los biovolúmenes previamente medidos para los individuos de la especie en cuestión), posteriormente se multiplica el biovolumen de cada taxón por el número de células/mL obtenidas en el recuento y por último, se suman los biovolúmenes de los taxones identificados en la muestra. Se atiende a la figura geométrica asignada por Taxagua a cada especie (Tesauro taxonómico diseñado por la Dirección General del Agua para los elementos de calidad biológicos implicados en la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continental superficiales), a la medida de sus dimensiones (longitud, anchura y diámetro en un mínimo de 20 individuos por taxón) y a la fórmula asociada a la figura geométrica correspondiente (indicada también en TAXAGUA).

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para el biovolumen total

Tipo	Denominación	Condición de referencia (mm^3/L)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno/bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	1,4	0,67	0,55	0,37	0,18
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	0,4	0,47	0,26	0,16	0,08
19	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización media, temporal	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica

Tabla 47. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para el biovolumen total en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.2. Evaluación del estado según los indicadores del elemento de calidad fitoplancton.

La determinación del estado ecológico según este elemento de calidad responde al siguiente procedimiento:

1) Cálculo del Ratio de Calidad Ecológica (RCE) de la métrica o métricas de aplicación, según la tipología de masa de agua (clorofila "a" únicamente, o bien clorofila "a" y biovolumen total). Se determina mediante el cociente entre el valor de referencia específico del tipo y el valor medido para la métrica en cuestión (valor correspondiente a una determinada campaña o valor medio anual). En caso de que el valor del RCE resultante sea mayor que 1, el resultado se considera 1.

Cuando solamente es aplicable por tipología una de las dos métricas (clorofila "a", en el caso de

las lagunas de hidroperiodo temporal; tipologías 19, 21 y 24), la valoración finaliza con la asignación de la clase de estado ecológico que resulte de la comparación del valor de RCE correspondiente con los límites de cambio de clase definidos para la tipología de masa de agua de la que se trate. Si, por el contrario, las dos métricas representativas de este elemento de calidad en lagos son aplicables (clorofila "a" y biovolumen total, en lagos y lagunas permanentes), se sigue adelante con el procedimiento de evaluación.

2) Transformación del RCE calculado para la clorofila "a" y el biovolumen total a una escala numérica lineal común (normalización de RCEs) para poder llevar a cabo su combinación, ya que se trata de métricas que responden a un mismo tipo de presión (eutrofización).

Dicha transformación se efectúa mediante una fórmula que establece una interpolación lineal entre los valores de RCE que actúan como los límites de cambio de clase inferior y superior incluidos en el Real Decreto 817/2015 para cada una de estas dos métricas y tipologías de masa de agua lago a tener en cuenta (valores de RCE recogidos en la Tabla 46 y Tabla 47) y los valores de RCE transformados a una escala lineal equivalente que representan los puntos de corte inferior y superior de la clase de estado ecológico obtenida según el valor de RCE calculado para cada métrica (valores de RCE transformados recogidos en la Tabla 48 y Tabla 49).

La fórmula de normalización aplicada es la siguiente:

$$RCE_trans = Val.trans_i + (RCE - Val_i) \times \frac{(Val.trans_s - Val.trans_i)}{Val_s - Val_i}$$

Donde:

- RCE_*trans* = Ratio de Calidad Ecológica transformado.
- RCE = Ratio de Calidad Ecológica sin transformar calculado a partir del valor medido (valor de referencia / valor medido).
- $Val.trans_i$ = Valor de RCE transformado correspondiente al límite de cambio de clase inferior de la clase de estado ecológico resultante del valor de RCE obtenido.
- $Val.trans_s$ = Valor de RCE transformado correspondiente al límite de cambio de clase superior de la clase de estado ecológico resultante del valor de RCE obtenido.
- Val_i = Valor de RCE de cambio de clase inferior sin transformar incluido en el Real Decreto 817/2015 para la clase de estado ecológico obtenida según el valor de RCE calculado para la métrica y tipología de masa de agua en cuestión.
- Val_s = Valor correspondiente a una centésima inferior al valor de RCE de cambio de clase superior sin transformar incluido en el Real Decreto 817/2015 para la clase de estado ecológico obtenida según el valor de RCE calculado para la métrica y tipología de masa de agua en cuestión. Para la clase Muy Bueno el valor Val_s es en todos los casos el valor de RCE máximo (1,00).

En la siguiente tabla se especifican los valores de RCE de cambio de clase inferior y superior transformados (Val.transi y Val.transs) para cada una de las 5 clases de estado ecológico:

VALORES RCE TRANSFORMADOS		
ESTADO ECOLÓGICO	$Val.trans_i$	$Val.trans_s$
Muy Bueno	0,80	1,00
Bueno	0,60	0,79
Moderado	0,40	0,59
Deficiente	0,20	0,39
Malo	0,00	0,19

Tabla 48. Valores de RCE transformados por clase de estado ecológico, que son independientes de la tipología de masa de agua y métrica (Fuente: Protocolo MFIT-2013. Versión 2).

En el caso de las masas de agua muy modificadas, los valores de RCE de cambio de clase inferior y superior transformados (Val.transi y Val.transs) para cada una de las 4 clases de potencial ecológico serían las siguientes:

VALORES RCE TRANSFORMADOS		
POTENCIAL ECOLÓGICO	$Val.trans_i$	$Val.trans_s$
Bueno o Superior	0,60	0,79
Moderado	0,40	0,59
Deficiente	0,20	0,39
Malo	0,00	0,19

Tabla 49. Valores de RCE transformados por clase de potencial ecológico, que son independientes de la tipología de masa de agua y métrica (Fuente: Protocolo MFIT-2013. Versión 2).

A continuación se indican los valores de RCE de cambio de clase inferior y superior sin transformar (Vali y Vals) para las tipologías de los lagos de la demarcación en los que sí intervienen las métricas clorofila "a" y biovolumen total (tipologías 1, 3 y 6):

VALORES RCE SIN TRANSFORMAR				
ESTADO ECOLÓGICO	Clorofila "a" (µg/L)		Biovolumen (mm^3/L)	
Tipología 1	Val_i	Val_s	Val_i	Val_s
Muy Bueno	0,67	1,00	0,64	1,00
Bueno	0,45	0,66	0,38	0,63
Moderado	0,30	0,44	0,24	0,37
Deficiente	0,15	0,29	0,12	0,23
Malo	0,00	0,14	0,00	0,11
Tipología 3	**Vali**	**Vals**	**Vali**	**Vals**
Muy Bueno	0,68	1,00	0,67	1,00
Bueno	0,49	0,67	0,55	0,66
Moderado	0,34	0,48	0,37	0,54
Deficiente	0,17	0,33	0,18	0,36
Malo	0,00	0,16	0,00	0,17

VALORES RCE SIN TRANSFORMAR				
ESTADO ECOLÓGICO	Clorofila "a" (µg/L)		Biovolumen (mm³/L)	
Tipología 6	**Vali**	**Vals**	**Vali**	**Vals**
Muy Bueno	0,65	1,00	0,47	1,00
Bueno	0,36	0,64	0,26	0,46
Moderado	0,21	0,35	0,16	0,25
Deficiente	0,11	0,20	0,08	0,15
Malo	0,00	0,10	0,00	0,07

Tabla 50. Valores de RCE dependientes de tipología de masa de agua y métrica[17].

3) Combinación de métricas a través del cálculo de la media ponderada de los valores de RCE transformados, en la que se da un mayor peso al RCE_*trans* de la clorofila "a", ya que el establecimiento de las condiciones de referencia y puntos de corte entre clases para esta métrica ha sido mucho más robusta, por disponerse de más información que para el biovolumen total. La fórmula utilizada para esta combinación es la siguiente:

$$RCE\ trans\ final = 0{,}75\ RCE_trans\ (\mathrm{CONCLOa}) + 0{,}25\ RCE_trans\ (\mathrm{BVOL_{TOT}})$$

Donde:

- *RCE trans final* = Resultado de la combinación de los *RCE_trans* de cada métrica.
- *RCE_trans (CONCLOa)* = Valor de RCE transformado para la métrica concentración de clorofila "a".
- *RCE_trans ($BVOL_{TOT}$)* = Valor de RCE transformado de para la métrica biovolumen total.

4) Clasificación del estado/potencial ecológico del elemento de calidad fitoplancton por medio de la comparación del valor de RCE *trans* final obtenido con los umbrales que a continuación se indican:

ESTADO ECOLÓGICO	UMBRAL RCE TRANSFORMADO
Muy Bueno	≥0,8
Bueno	≥0,6
Moderado	≥0,4
Deficiente	≥0,2
Malo	<0,2

Tabla 51. Clasificación del estado ecológico de acuerdo al umbral RCE transformado para lagos.

[17] A excepción de la clase de estado ecológico Muy Bueno (Val_s=1,00), los valores Val_s corresponden a los valores de RCE definidos por el Real Decreto 817/2015 como puntos de corte entre las clases Muy Bueno/Bueno, Bueno/Moderado, Moderado/Deficiente y Deficiente/Malo menos una centésima, ya que dichos umbrales son valores de RCE incluidos en la clase de estado superior (actuando realmente como límite inferior de la misma). Por su parte, Val_i son los valores límite de cambio de clase que figuran en el citado Real Decreto para las tipologías y métricas en cuestión, si bien para la clase de estado ecológico Malo Val_i es, en todos los casos, el valor de RCE más bajo (Val_i=0,00).

POTENCIAL ECOLÓGICO	UMBRAL RCE TRANSFORMADO
Bueno o superior	≥0,6
Moderado	≥0,4
Deficiente	≥0,2
Malo	<0,2

Tabla 52. Clasificación del potencial ecológico de acuerdo al umbral RCE transformado para lagos muy modificados.

8.3.1.3. Composición y abundancia de otra flora acuática.

Los macrófitos designan un grupo funcional de vegetales muy heterogéneo desde el punto de vista sistemático y evolutivo, que es considerado elemento-clave en las cadenas tróficas de los ecosistemas acuáticos. Los grupos de macrófitos considerados son los siguientes: plantas vasculares (cormófitos), carófitos, briófitos y algas filamentosas.

A continuación, se indican las métricas aplicables para cada una de las tipologías de lagos y lagunas temporales y permanentes a muestrear (Fuente: "*Protocolo de laboratorio y cálculo de métricas de otro tipo de flora acuática (macrófitos) en lagos. Código OFALAM-2013. Versión1*")

MÉTRICAS DE MACRÓFITOS	TIPOLOGÍAS L. PERMANENTES		TIPOLOGÍAS L. TEMPORALES	
	3	6	21	24
Riqueza de especies de macrófitos				
Cobertura de especies indicadoras de eutrofia				
Cobertura de especies exóticas de macrófitos				
Cobertura total de helófitos típicos				
Cobertura total de hidrófitos típicos				
Cobertura total de macrófitos típicos				
Presencia/ausencia de hidrófitos				

Tabla 53. Métricas relacionadas con el elemento de calidad otra flora acuática aplicables para la valoración del estado/potencial en lagos.

8.3.1.3.1. Riqueza macrófitos

Métrica cualitativa (composición) basada en el recuento de taxones típicos identificados en el conjunto de transectos realizados (tanto de hidrófitos como de helófitos). También se contabilizan las especies no típicas presentes en capas multiestratificadas o que, siendo típicas, no son dominantes, especies típicas observadas a más de 2 m de profundidad y especies de briófitos en zonas rocosas.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la riqueza macrófitos

Tipo	Denominación	Condición de referencia (Nº especies)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno o bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	15	0,6		0,34	0,21

Tabla 54. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para riqueza macrófitos en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.3.2. Cobertura macrófitos eutróficos

Métrica cuantitativa que consiste en el sumatorio de las coberturas promedio del conjunto de transectos de hidrófitos obtenidas para las especies indicadoras de condiciones eutróficas y para los taxones cuyo crecimiento se ve favorecido por la eutrofización; si bien estos últimos sólo contabilizan en caso de que su cobertura promedio sea >50% de la cobertura total de hidrófitos en la masa de agua.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la cobertura de macrófitos eutróficos

Tipo	Denominación	Condición de referencia (%)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno o bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	0	0,99	0,9	0,5	0,3
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	0	0,99	0,9	0,5	0,3
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	0	0,99	0,9	0,5	0,3
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	0	0,99	0,9	0,5	0,3

Tabla 55. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura macrófitos eutróficas en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.3.3. Cobertura macrófitos exóticas

Métrica cuantitativa que consiste en elegir el mayor valor de cobertura de entre los obtenidos del sumatorio de las coberturas promedio de cada taxón de hidrófitos exóticos presentes en los transectos de la zona inundada y del sumatorio de las coberturas promedio de cada taxón de helófitos

exóticos en la zona emergida de las orillas.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la cobertura de macrófitos exóticas

Tipo	Denominación	Condición de referencia (%)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno o bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	0	1	0,95	0,75	0,5
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	0	1	0,95	0,75	0,5
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	0	1	0,95	0,75	0,5
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	0	1	0,95	0,75	0,5

Tabla 56. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estad/potencial ecológico para cobertura macrófitos exóticas en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.3.4. Cobertura helófitos

Métrica cuantitativa que se basa en el cálculo del promedio simple entre los valores de cobertura total de helófitos, anfífitos emergentes o asimilables (especies del salicorniar en lagunas de tipología 21) estimados en cada transecto del litoral.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la cobertura de helófitos

Tipo	Denominación	Condición de referencia (%)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno o bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	70	0,86	0,5	0,28	0,01
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	100	0,9	0,75	0,3	0,1

Tabla 57. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura helófitos en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.3.5. Cobertura hidrófitos

Métrica cuantitativa que consiste en el promedio simple entre los valores de cobertura total de hidrófitos típicos (y anfífitos sumergidos) estimados en cada transecto de la zona inundada.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la cobertura de hidrófitos

Tipo	Denominación	Condición de referencia (%)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno o bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	65	0,92	0,61	0,3	0,01
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	80	0,94	0,62	0,31	0,01

Tabla 58. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura hidrófitos en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.3.6. Cobertura total macrófitos

Métrica cuantitativa que se calcula a través del promedio simple entre los valores de cobertura total de macrófitos (hidrófitos, helófitos y anfífitos, en su caso) estimados en cada transecto, tanto de la zona inundada de la cubeta como del litoral.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la cobertura total macrófitos

Tipo	Denominación	Condición de referencia (%)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno o bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica

Tabla 59. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para cobertura total macrófitos en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.3.7. Presencia de hidrófitos

Métrica cualitativa que consiste en la identificación de hidrófitos típicos en cualquiera de los transectos realizados en zona inundada; además de especies no típicas presentes en capas multiestratificadas o que, siendo típicas, no son dominantes, especies típicas observadas a más de 2 m de profundidad y especies de briófitos en zonas rocosas.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para la presencia de hidrófitos

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado (RCE)	
			Muy bueno o bueno	Inferior a bueno
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	Presencia	Presencia	Ausencia
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	Presencia	Presencia	Ausencia
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	Presencia	Presencia	Ausencia
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	Presencia	Presencia	Ausencia

Tabla 60. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para presencia de hidrófitos en masas de agua lago, según RDSE.

8.3.1.4. Evaluación del estado/potencial ecológico según los indicadores del elemento calidad macrófitos.

Dada la ausencia de un protocolo oficial de valoración del estado/potencial ecológico en lagos a partir de la combinación de las métricas aplicables para este elemento de calidad biológico, se utiliza el documento del CEDEX denominado *"Establecimiento de condiciones de referencia y valores frontera entre clases de estado ecológico en masa de agua de la categoría lago para los elementos de calidad composición, abundancia y biomasa de fitoplancton y composición, abundancia y biomasa de otro tipo de flora acuática en aplicación de la Directiva Marco del Agua. Abril de 2010",* el cual sigue, no obstante, las directrices fijadas por el entonces denominado Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y que se recogen en el documento *"Dudas para la clasificación del estado de las masas de agua. Propuesta de modificación de la Instrucción de Planificación Hidrológica y síntesis de conclusiones" (MARM, 2009).*

El procedimiento a aplicar es el siguiente:

1) Determinación del estado/potencial ecológico de cada métrica aplicable por tipología de masa de agua, mediante la comparación del valor de medida directo o del valor de RCE previamente calculado, según corresponda (métrica "Presencia de hidrófitos" y resto de métricas, respectivamente), con los puntos de corte entre clases disponibles para cada una de ellas. En su caso, los valores de RCE de las métricas de macrófitos se calculan como sigue:

- "Cobertura de especies indicadoras de eutrofia" y "Cobertura de especies exóticas"

$$RCE = 100 - \text{Valor medido} \,/\, 100 - \text{Valor de referencia}$$

- "Riqueza de especies de macrófitos típicos", "Cobertura total de macrófitos típicos", "Cobertura total de hidrófitos típicos" y "Cobertura total de helófitos típicos".

RCE = Valor medido / Valor de referencia

2) Transformación de las clases de estado/potencial ecológico de las métricas que valoran la misma presión a una escala numérica equivalente (normalización) para su posterior combinación. Afecta a las métricas que son sensibles a presiones de tipo hidromorfológico: "Presencia de hidrófitos", "Riqueza de especies de macrófitos típicos", "Cobertura total de hidrófitos típicos", "Cobertura total de helófitos típicos" o "Cobertura total de macrófitos típicos", según tipología.

La escala de normalización empleada es la siguiente:

- Para las métricas que permiten la clasificación del estado ecológico en 5 clases: Muy Bueno = 5; Bueno = 4; Moderado = 3; Deficiente = 2 y Malo = 1 y del potencial ecológico en 4 clases: Bueno o superior 4-5; Moderado = 3; Deficiente = 2 y Malo = 1.
- Para las métricas que agrupan varios niveles de estado/potencial ecológico:
  - "Presencia de hidrófitos": Muy Bueno o Bueno/ Bueno o superior = 4,5; e Inferior a Bueno = 2.
  - "Riqueza de especies de macrófitos típicos": Muy Bueno o Bueno/ Bueno o superior = 4,5; Moderado = 3; Deficiente = 2 y Malo = 1.

3) Cálculo del promedio simple de los valores de clasificación del estado/potencial ecológico asignados en el paso anterior a las métricas pertinentes (combinación de métricas) y comparación del resultado obtenido con los siguientes umbrales y rangos de valores (normalizados y promediados):

ESTADO ECOLÓGICO	LÍMITES VALORES NORMALIZADOS Y PROMEDIADOS
Muy Bueno	5
Bueno	4 - <5
Moderado	3 - <4
Deficiente	2 - <3
Malo	1 - <2

Tabla 61. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para presencia de hidrófitos en masas de agua lago, según RDSE.

POTENCIAL ECOLÓGICO	LÍMITES VALORES NORMALIZADOS Y PROMEDIADOS
Bueno o superior	4 – 5
Moderado	3 - <4
Deficiente	2 - <3
Malo	1 - <2

Tabla 62. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de potencial ecológico para presencia de hidrófitos en masas de agua lago muy modificadas, según RDSE.

4) Aplicación del criterio "one out-all out" a los resultados de valoración del estado/potencial ecológico registrados para cada métrica y grupo de métricas evaluadas de forma individual, ya que

responden a presiones distintas. En concreto, se escoge el peor nivel de estado/potencial ecológico de entre los calculados para las siguientes métricas:

- Métricas sensibles a presiones de tipo hidromorfológico (explicado anteriormente).
- "Cobertura de especies indicadoras de eutrofia" (sensible a presión por eutrofización).
- "Cobertura de especies exóticas" (sensible a presión por presencia de especies exóticas).

8.3.1.5. *Fauna bentónica de invertebrados*

La fauna de invertebrados es aquella que habita los sustratos sumergidos de los medios acuáticos. Se distinguen dos tipos: macroinvertebrados y microinvertebrados (o meiobentos):

- Los macroinvertebrados son los invertebrados de un tamaño relativamente grande, comprendido entre 0,5 y 3 mm. Se encuentran en el litoral y fondo de los lagos. Comprenden principalmente artrópodos (insectos, arácnidos y crustáceos) y también se encuentran oligoquetos, hirudíneos y moluscos.
- Los microinvertebrados agrupan a los invertebrados de menor tamaño (inferior a 1 mm) y forman parte de éstos los protozoos, nematodos, rotíferos, cladóceros, ostrácodos, copépodos e hidrácoros.

8.3.1.5.1. *IBCAEL*

El IBCAEL es un índice de invertebrados en lagos que se aplica a nivel nacional. Para el cálculo de este índice se requiere el muestreo, la identificación y el procesado en laboratorio de las diferentes especies de invertebrados, según los procedimientos descritos en el protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en lagos (CÓDIGO: ML-L-I-2013).

Según se extrae de su fórmula de cálculo, este índice se compone de dos métricas distintas; los índices ABCO y RIC:

$$IBCAEL = (ABCO+1) \times \log (RIC+1)$$

- El índice ABCO valora la estructura y composición de las asociaciones de crustáceos presentes en la muestra correspondiente, a partir de la abundancia de las especies de branquiópodos, copépodos y ostrácodos indicadoras de la tipología del lago que se muestree.

$$ABCO = \sum_{i=1}^{j} ki \times ni$$

Donde:

- *i = Taxones indicadores del tipo de lago.*
- *j = Número de taxones indicadores del tipo de lago.*
- *ki = Valor de sensibilidad del taxón i.*

- *ni = Abundancia relativa del taxón i. Se calcula como Ni/Ntot; siendo: Ni = número de individuos del taxón i y Ntot = suma del número total de individuos de taxones indicadores del tipo de lago muestreado*

- Por su parte, el índice RIC valora la riqueza taxonómica de insectos y crustáceos en el conjunto de la comunidad bentónica del lago, calculándose mediante la siguiente fórmula:

$$RIC = A + B + C$$

Donde:

- *A = Número de géneros de crustáceos identificados en la muestra de RIC y en la muestra de ABCO (tanto indicadores como no indicadores). Salvo en los lagos de tipología IBCAEL 2, también se consideran los taxones planctónicos.*
- *B = Número de géneros de formas adultas de coleópteros y heterópteros.*
- *C = Número de familias de insectos en forma de larvas, ninfas y/o pupas.*

El valor del RCE se obtiene mediante la división del resultado de la aplicación del índice por el valor de la condición de referencia→ RCE = Valor medido / Valor de referencia

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para IBCAEL

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado (RCE)			
			Muy bueno/bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	8,62	0,92	0,69	0,46	0,23
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	4,66	0,93	0,69	0,46	0,23
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	6,78	0,8	0,6	0,4	0,2
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	6,19	0,78	0,59	0,39	0,2

Tabla 63. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para IBCAEL en masas de agua lago, según RDSE.

No obstante, el nuevo RDSE da la opción a la Demarcación Hidrográfica del Duero, de utilizar, con carácter provisional, el índice QAELS_Duero, hasta que el IBCAEL se encuentre intercalibrado y/o revisado[18].

[18] La CHD ha pilotado la revisión del IBCAEL a nivel estatal, para lo cual se ha contado con la colaboración de su autor; Miguel Alonso. Si bien el IBCAEL revisado se ajusta mucho mejor a la realidad, el RDSE se publicó con anterioridad y no recoge esta revisión. Por lo tanto, la CHD va a usar esta revisión como una actualización de su índice QAELS Duero (QAELS_Duero2016).

En nuestra Demarcación, para el cálculo del "QAELS_Duero2016" se sigue el mismo procedimiento que para el IBCAEL, pero con las siguientes puntualizaciones: nuevas especies indicadoras y valores de sensibilidad (incluidas en la Tabla 64, que vendría a sustituir a la tabla que figura en el Anexo I del protocolo IBCAEL-2013) y actualización de las condiciones de referencia y límites de cambio de clase, incluidas en la Tabla 65.

	GCA1	GCA2	GCA3	GCA4	GCA5	GCA6	GCA7	GCA8	GCA9	GCA10	GCA11	GCA12	GCA13
TAXONES	**Valores de Sensibilidad**												
BRANCHIOPODA													
Acroperus angustatus				10		2						2	
Acroperus harpae	10	8											
Alona affinis	10	10	10	8	3	1						3	
Alona anastasia											5		
Alona azorica													7
Alona costata	8	3											
Alona elegans					2	2		1					
Alona guttata	5	6											
Alona intermedia		8											
Alona quadrangularis						2							
Alona salina								6	5				
Alonella excisa	8				1								
Alonella nana	8	8											
Artemia parthenogenetica									3	10			
Bosmina longirostris					6	2					7		1
Branchinecta ferox								7					
Branchinectella media									5				
Camptocercus rectirostris	5					1							
Ceriodaphnia dubia					2	1						2	2
Ceriodaphnia laticaudata							1						4
Ceriodaphnia pulchella					4	1					2		
Ceriodaphnia reticulata					2		4	2			4		
*Ceriodaphnia sp (*especie no descrita*)*					2		2	2			1		3
Chirocephalus diaphanus							4	1					
Chydorus sphaericus	5	6	6	6	5	6	2				4	3	3
Coronatella rectangula	4		8	5	4	3	4				5	3	2
Daphnia atkinsoni								5					
Daphnia curvirostris							3						
Daphnia galeata					5	3							
Daphnia hispanica							3						3
Daphnia longispina					2	1						1	
Daphnia magna					3	3	8	7	3			9	3
Daphnia mediterranea									7				
Daphnia pulicaria					1	1	1				1		
Daphnia similis							5						
Diaphanosoma brachyurum					2	1						1	1
Diaphanosoma mongolianum					1				2		2		

	GCA1	GCA2	GCA3	GCA4	GCA5	GCA6	GCA7	GCA8	GCA9	GCA10	GCA11	GCA12	GCA13
TAXONES	**Valores de Sensibilidad**												
Drepanothrix dentata	6	6											
Dunhevedia crassa		2			1	1	3	4			4	3	3
Ephemeroporus margalefi													7
Ephemeroporus phintonicus							5						
Eurycercus lamellatus	8	8		3									
Graptoleberis testudinaria	8					1							
Ilyocryptus agilis						1							
Ilyocryptus sordidus							2						
Leydigia acanthocercoides					2	1	1		1				
Leydigia iberica			2		1	1		1					
Macrothrix hirsuticornis							4	5					
Macrothrix laticornis						1							
Macrothrix rosea							4					5	
Megafenestra aurita					1								
Moina brachiata					7	1	3	7					
Moina micrura					2	1	1				3		
Moina salina								4	8				
Monospilus dispar	6	8											
Oxyurella tenuicaudis							3				4		
Paralona pigra	8	8											
Phallocryptus spinosa									5				
Phrixura leei				3									
Phrixura rostrata			6										
Picripleuroxus denticulatus				3	3	1							
Pleuroxus aduncus		5		5	4	2	1				4		
Pleuroxus laevis	3			6									
Pleuroxus letourneuxi								3	1				
Pleuroxus truncatus				7									
Rhynchotalona falcata	6	10											
Scapholeberis mucronata	2					1							
Scapholeberis rammneri				3	2	1	4						5
Sida crystallina				7									
Simocephalus exspinosus							2	2					3
Simocephalus vetulus			4	4	7	2	2					8	1
Tretocephala ambigua				7		1	5						
COPEPODA													
Acanthocyclops robustus					8	6	7				7	8	8
Arctodiaptomus salinus				2				2	10				
Arctodiaptomus wierzejskii							4	10	1		3	10	7
Canthocamptus staphylinus		6				1						2	1
Cletocamptus retrogressus								1	9	10			
Copidodiaptomus numidicus						5	1				2	2	4
Cyclops gr. *abyssorum*						1							
Cyclops strenuus						1							
Cyclops vicinus					1								

	GCA1	GCA2	GCA3	GCA4	GCA5	GCA6	GCA7	GCA8	GCA9	GCA10	GCA11	GCA12	GCA13
TAXONES	**Valores de Sensibilidad**												
Diacyclops bicuspidatus						1		1	2		6		
Diaptomus kenitraensis													6
Dussartius baeticus													7
Eucyclops albuferensis						3					4		
Eucyclops serrulatus	8	8	6	6	5		7						
Eucyclops speratus							1						
Eudiaptomus vulgaris												4	
Hemidiaptomus roubaui lauterborni						1	5						5
Macrocyclops albidus	7	6	6	4	1	2							
Megacyclops viridis	2					1	6	3				10	3
Metacyclops minutus							2	4					
Mixodiaptomus incrassatus							4	6					
Neolovenula alluaudi								3			1		
Nitocrella stammeri						1							
Onychocamptus mohammed											1		
Paracyclops fimbriatus						1							
Thermocyclops dybowskii				3	1								
Tropocyclops prasinus					4	1							
OSTRACODA													
Candelacypris aragonica									3				
Candona cf. neglecta	2	2					1						
Cypria ophtalmica	6	2			3								
Cypridopsis lusatica					2		3	2					
Cypridopsis parva							2	2					
Cypridopsis vidua	3			6	5	1	1				4		
Cypris bispinosa													7
Cypris pubera							1						
Darwinula stevensoni		2											
Eucypris virens						1		5	1		1	5	2
Fabaeformiscandona fabaeformis				1	1								
Herpetocypris chevreuxi					1	1	3						
Heterocypris barbara							3	5	2				
Heterocypris incongruens							1	1	3		1		4
Heterocypris salina								3	5				
Limnocytere inopinata				1			1	3	2				3
Notodromas persica					2								
Paralimnocythere psammophila	2	2				1							
Plesiocypridopsis newtoni							2	5	2				
Potamocypris arcuata					1		2	6					
Potamocypris villosa				1									
Sarscypridopsis aculeata							3	5	3				
Tonnacypris lutaria					1	1	2	2					
Trajancypris clavata					3		4						

Tabla 64. Especies indicadoras y sus correspondientes valores de sensibilidad (QAELS_Duero2016 e IBCAEL revisado).

TIPO IBCAEL	Valor de ref.	MUY BUENO	BUENO	MODERADO	DEFICIENTE	MALO
GC1	10,11	IBCAEL ≥ 8,84 EQR ≥ 0,87	6,63 ≤ IBCAEL< 8,84 0,66 ≤ EQR < 0,87	4,42 ≤ IBCAEL< 6,63 0,44 ≤ EQR < 0,66	2,21 ≤ IBCAEL< 4,42 0,22 ≤ EQR < 0,44	IBCAEL< 2,21 EQR < 0,22
GC2	11,23	IBCAEL ≥ 10,82 EQR ≥ 0,96	8,12 ≤ IBCAEL< 10,82 0,72 ≤ EQR < 0,96	5,41 ≤ IBCAEL< 8,12 0,48 ≤ EQR < 0,72	2,71 ≤ IBCAEL< 5,41 0,24 ≤ EQR < 0,48	IBCAEL< 2,71 EQR < 0,24
GC3	9,94	IBCAEL ≥ 9,14 EQR ≥ 0,92	6,85 ≤ IBCAEL< 9,14 0,69 ≤ EQR < 0,92	4,57 ≤ IBCAEL< 6,85 0,46 ≤ EQR < 0,69	2,28 ≤ IBCAEL< 4,57 0,23 ≤ EQR < 0,46	IBCAEL< 2,28 EQR < 0,23
GC4	7,38	IBCAEL ≥ 6,40 EQR ≥ 0,87	4,80 ≤ IBCAEL< 6,40 0,65 ≤ EQR < 0,87	3,20 ≤ IBCAEL< 4,80 0,43 ≤ EQR < 0,65	1,60 ≤ IBCAEL< 3,20 0,22 ≤ EQR < 0,43	IBCAEL< 1,60 EQR < 0,22
GC5	6,03	IBCAEL ≥ 5,29 EQR ≥ 0,88	3,97 ≤ IBCAEL< 5,29 0,66 ≤ EQR < 0,88	2,64 ≤ IBCAEL< 3,97 0,44 ≤ EQR < 0,66	1,32 ≤ IBCAEL< 2,64 0,22 ≤ EQR < 0,44	IBCAEL< 1,32 EQR < 0,22
GC6	3,92	IBCAEL ≥ 3,12 EQR ≥ 0,80	2,34 ≤ IBCAEL< 3,12 0,60 ≤ EQR < 0,80	1,56 ≤ IBCAEL< 2,34 0,40 ≤ EQR < 0,60	0,78 ≤ IBCAEL< 1,56 0,20 ≤ EQR < 0,40	IBCAEL< 0,78 EQR < 0,20
GC7	10,20	IBCAEL ≥ 9,0 EQR ≥ 0,90	6,75 ≤ IBCAEL<9,0 0,68 ≤ EQR < 0,90	4,50 ≤ IBCAEL< 6,75 0,45 ≤ EQR < 0,68	2,25 ≤ IBCAEL< 4,50 0,23≤ EQR < 0,45	IBCAEL< 2,25 EQR < 0,23
GC8	8,90	IBCAEL ≥ 5,76 EQR ≥ 0,65	4,32 ≤ IBCAEL< 5,76 0,48 ≤ EQR < 0,65	2,88 ≤ IBCAEL< 4,32 0,32 ≤ EQR < 0,48	1,44 ≤ IBCAEL< 2,88 0,16 ≤ EQR < 0,32	IBCAEL< 1,44 EQR < 0,16
GC9	9,84	IBCAEL ≥ 8,50 EQR ≥ 0,86	6,38 ≤ IBCAEL< 8,50 0,65 ≤ EQR < 0,86	4,25 ≤ IBCAEL< 6,38 0,43 ≤ EQR < 0,65	2,13 ≤ IBCAEL< 4,25 0,22 ≤ EQR < 0,43	IBCAEL< 2,13 EQR < 0,22
GC10	6,62	IBCAEL ≥ 4,97 EQR ≥ 0,75	3,73 ≤ IBCAEL< 4,97 0,56 ≤ EQR < 0,75	2,48 ≤ IBCAEL< 3,73 0,37 ≤ EQR < 0,56	1,24 ≤ IBCAEL< 2,48 0,19 ≤ EQR < 0,37	IBCAEL< 1,24 EQR < 0,19
GC11	4,33	IBCAEL ≥ 4,21 EQR ≥ 0,97	3,16 ≤ IBCAEL< 4,21 0,73 ≤ EQR < 0,97	2,10 ≤ IBCAEL< 3,16 0,49 ≤ EQR < 0,73	1,05 ≤ IBCAEL< 2,10 0,24 ≤ EQR < 0,49	IBCAEL< 1,05 EQR < 0,24
GC12	11,00	IBCAEL ≥ 8,80 EQR ≥ 0,80	6,60 ≤ IBCAEL< 8,80 0,60 ≤ EQR < 0,80	4,40 ≤ IBCAEL< 6,60 0,40 ≤ EQR < 0,60	2,20 ≤ IBCAEL< 4,40 0,20 ≤ EQR < 0,40	IBCAEL< 2,20 EQR < 0,20
GC13	9,01	IBCAEL ≥ 7,21 EQR ≥ 0,80	5,41 ≤ IBCAEL< 7,21 0,60 ≤ EQR < 0,80	3,61 ≤ IBCAEL< 5,41 0,40 ≤ EQR < 0,60	1,80 ≤ IBCAEL< 3,61 0,20 ≤ EQR < 0,40	IBCAEL< 1,80 EQR < 0,20

Tabla 65. Condiciones de referencia y valores frontera QAELS_Duero2016 (o IBCAEL revisado).

8.3.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad biológicos.

Como en todos los demás casos, para obtener una clasificación del estado/potencial ecológico de la masa de agua lago en función de los indicadores biológicos se aplica el principio “one out-all out”, según el cual se debe escoger el peor valor obtenido para cada uno de los elementos de calidad biológicos por separado; es decir, el resultado más desfavorable entre el fitoplancton, macrófitos e invertebrados bentónicos. De acuerdo a lo anterior, el indicador con la valoración más baja es el que condiciona la evaluación del estado/potencial ecológico.

8.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS

8.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados

En la caracterización físico-química de las masas de agua lago se realizan las siguientes mediciones:

- Determinaciones físico-químicas “in situ”: transparencia, color, turbidez, temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica a 20ºC, oxígeno disuelto y ácido sulfhídrico (en caso de anoxia).

En el caso de lagunas temporales esteparias (tipologías 21 y 24) la medida de estas métricas es puntual, en superficie. En las lagunas permanentes (tipologías 3 y 6) estos parámetros (excepto el ácido sulfhídrico) se miden a cada metro de profundidad, realizándose lo que denominamos un “perfil” (desde la superficie hasta el fondo de la columna de agua).

- Determinación de las características físico-químicas generales: estado de acidificación (calcio soluble y alcalinidad), nutrientes (nitritos, nitratos, amonio, nitrógeno total, fosfatos, fósforo total y sílice).
- Determinación de los contaminantes específicos (sustancias preferentes) incluidas en el anexo V del RDSE.

De todos estos parámetros, sólo existen condiciones de referencia y límites de cambio de clase para los siguientes: pH, fósforo total, Disco de Secchi, y NCA para los contaminantes específicos (sustancias preferentes).

8.4.1.1. Condiciones generales

Los datos de los parámetros descriptores de las condiciones generales (pH, fósforo total, Disco de Secchi) proceden de las diferentes campañas realizadas.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para condiciones generales

Con todos los datos anuales disponibles para cada indicador se ha calculado el valor medio que se debe cotejar con los límites de cambio de clase incluidos en el anexo II, apartado B.2 (Lagos: Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado) del RDSE en función de la tipología del lago, a fin de determinar la clasificación de la masa de agua dentro de la clase muy bueno, bueno o moderado e inferior.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado (RCE)	
			Muy bueno o bueno	Moderado e inferior
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	-	(6-9)	(<=6 ó >=9)
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	-	(6-8,7)	(<=6 ó >=8,7)
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	-	(7-10,5)	(<=7 ó >=10,5)
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	-	(7-9,5)	(<=7 ó >=9,5)

Tabla 66. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para pH en masas de agua lago, según RDSE.

Tipo	Denominación	Condición de referencia (mg P/m³)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Muy bueno	Bueno	Moderado o inferior
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	-	12	18	>18
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	-	10	18	>18
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	-	40	100	>100

Tipo	Denominación	Condición de referencia (mg P/m³)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Muy bueno	Bueno	Moderado o inferior
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	-	30	80	>80

Tabla 67. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para fósforo total en masas de agua lago, según RDSE.

Tipo	Denominación	Condición de referencia (m)	Límite de cambio de clase de estado (RCE)		
			Muy bueno	Bueno	Moderado o inferior
3	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	-	4,5	3	<3
6	Media montaña, profundo, aguas ácidas	-	6	4	<4
21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica

Tabla 68. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para Disco Secchi en masas de agua lago, según RDSE.

8.4.1.2. Contaminantes específicos

Al igual que en las masas de agua río y embalse, la información correspondiente a contaminantes específicos procede de los resultados obtenidos anualmente en uno o varios puntos de control dentro de la masa de agua.

Con todos estos datos se calculará su valor medio por masa de agua. Dicho valor se debe cotejar con los límites de cambio de clase incluidos en el anexo V del RDSE.

Límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico para contaminantes específicos

El límite entre las clases de estado "Muy bueno" y "Moderado" y potencial "Bueno o superior" y "Moderado" para los contaminantes específicos coincide con las *normas de calidad ambiental para sustancias preferentes* establecidas en el anexo V del RDSE. Estas NCA se refieren al valor medio de las concentraciones medidas para cada sustancia durante un año.

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS	NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL-MEDIA ANUAL (µg/L) = límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado	
1,1,1-Tricloroetano	100	
Arsénico total	50	
Cianuros totales	40	
Clorobenceno	20	
Cobre	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)	VMA
	$CaCO_3 \leq 10$	5
	$10 < CaCO_3 \leq 50$	22

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS	NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL-MEDIA ANUAL (µg/L) = límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado	
	$50 < CaCO_3 \leq 100$	40
	$CaCO_3 > 100$	120
Cromo	50	
Cromo VI	5	
Diclorobenceno (suma isómeros orto, meta y para)	20	
Etilbenceno	30	
Fluoruros	1.700	
Metolacloro	1	
Selenio	1	
Terbutilazina	1	
Tolueno	50	
Xileno (suma isómeros orto, meta y para)	30	
Zinc	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)	VMA
	$CaCO_3 \leq 10$	30
	$10 < CaCO_3 \leq 50$	200
	$50 < CaCO_3 \leq 100$	300
	$CaCO_3 > 100$	500
Glifosato	0,1	
AMPA	1,6	

Tabla 69. Límites de cambio de clase de potencial ecológico para contaminantes específicos en masas de agua lago, según anexo V RDSE.

Como se puede apreciar en la Tabla 69, el cumplimiento de los objetivos de calidad para los parámetros Cobre y Zinc está condicionado por la dureza del agua, por lo que se deben valorar en base a las mediciones de dureza más recientes registradas en la masa de agua. Cuando no se disponga de información sobre la dureza en la masa de agua, se considera que no se puede valorar (NPV) el cumplimiento de las normas de calidad ambiental para el Cobre y el Zinc, dado que se desconoce cuál de los cuatro valores posibles de la NCA-MA resulta de aplicación para cada uno de estos parámetros en esa masa de agua concreta.

Para obtener la media anual de los parámetros del grupo de los contaminantes específicos, los valores que se encuentren por debajo del límite de cuantificación (LC) o no detectados (ND) se deberán considerar como la mitad del valor correspondiente al límite de cuantificación, en aplicación a lo establecido en el anexo III, apartado C.2 (Criterios y especificaciones técnicas para el seguimiento y clasificación del estado de las aguas) del RDSE. Asimismo, a la hora de calcular la suma para los parámetros que estén constituidos por una suma de varias sustancias (diclorobenceno y xileno, en este caso), se han tomado los resultados inferiores al LC o ND como cero, en aplicación de lo establecido en la citada normativa.

No todas las masas de agua cuentan con valores de contaminantes específicos, puesto que se han seleccionado para su muestreo únicamente aquellas masas de agua en las que es esperable o probable la aparición de estos contaminantes. Para realizar esta selección o “screening” se ha trabajado con la información analítica disponible en la CHD relativa a la calidad de aguas

superficiales, así como con el estudio de presiones e impactos de la CHD (IMPRESS), que integra otras fuentes de información con las que también se ha trabajado en el pasado (inventario de emisiones PRTR, inventario de vertidos, capa de zonas regables de la cuenca del Duero, etc.). De este modo, y en tanto no exista algún indicio en contra, se parte de la premisa de que las masas de agua no muestreadas no contienen estos contaminantes, por lo que, a la hora de evaluar su estado ecológico, se asume indirectamente que se cumplen las NCA.

Con carácter general, las NCA de los metales en agua se refieren a la concentración disuelta, cuya determinación corresponde a "Metal disuelto" (metal en una muestra de agua filtrada inmediatamente después de la toma de muestra para eliminar los sólidos en suspensión y, posteriormente, acidificada).

8.4.2. Evaluación del estado/potencial según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos

El estudio de los indicadores pH, fósforo total y Disco de Secchi se realiza individualmente, asignando a cada uno de ellos la clase de estado correspondiente, de acuerdo con la Tabla 66, Tabla 67 y Tabla 68 del documento.

Sin embargo, los indicadores de contaminantes específicos se valoran conjuntamente, considerando que el incumplimiento de la norma de calidad ambiental (NCA) por parte de uno de ellos supone clasificar a los contaminantes específicos en su conjunto dentro del estado "moderado", y sólo cuando todos cumplen sus respectivas NCA se considera que la masa de agua se encuentra en estado "muy bueno" según los contaminantes específicos.

El resultado global de la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos se ha definido en función del peor valor obtenido para cada uno de los siguientes indicadores: pH, fósforo y DS, y para el conjunto de los contaminantes específicos; de forma que si alguno de ellos se encuentra en estado moderado, la masa de agua se clasifica con estado moderado según el grupo de indicadores de los elementos de calidad físico-químicos. Si ninguno de los indicadores se encuentra en estado moderado, la masa de agua se clasificará con estado bueno o muy bueno, para el caso de lagos naturales, y como "bueno o superior", para lagos muy modificados.

8.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS

8.5.1. Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos utilizados

La ausencia de condiciones de referencia y de límites de cambio de clase para estos indicadores impide que sean tenidos en cuenta actualmente en la evaluación del estado/potencial ecológico. Sin embargo, sí se realiza la toma de datos, tanto en campo como en gabinete, y se evalúan con carácter informativo tomando como referencia las métricas y procedimientos para su determinación propuestos por el CEDEX en el documento denominado *"Establecimiento de condiciones hidromorfológicas y físico-químicas específicas de cada tipo ecológico en masas de agua de la categoría lagos en aplicación de la Directiva Marco del Agua. Versión 1.0 (mayo de 2010)".*

MÉTRICAS	CRITERIOS DE CAMBIO DE CLASE[19]	
	Muy Bueno	Bueno o inferior
Alteraciones régimen de llenado	Ausencia alteraciones significativas	Presencia alteraciones significativas
Alteraciones régimen de vaciado		
Alteraciones hidroperiodo y nivel del agua		
Alteraciones estado y estructura de la cubeta		
Alteraciones estado y estructura zona ribereña		
Alteraciones régimen de estratificación	Ausencia alteraciones significativas	Presencia alteraciones significativas

Tabla 70. Indicadores elementos de calidad hidromorfológicos lagos.

8.6. CLASIFICACIÓN DEL ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO

Como en el resto de masas de agua, el estado/potencial ecológico de los lagos responde al peor nivel de clasificación de entre los obtenidos para los indicadores evaluados (indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos), siguiendo el criterio “one out-all out”.

[19] Los puntos de corte propuestos son de tipo cualitativo, dado que éste es el carácter de las métricas seleccionadas por el CEDEX para evaluar los elementos de calidad de tipo hidromorfológico. Concretamente, se basan en la identificación de alteraciones significativas en alguno de los aspectos considerados en su evaluación

9. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN LAGOS

La DMA, en su Anexo V (puntos 1.3 y 1.3.4), señala que, en el plan hidrológico de cuenca, deben indicarse las estimaciones de los niveles de confianza y precisión alcanzados con el sistema de control utilizado (programas y frecuencias de control).

A su vez, en el *RDSE* se especifica que la clasificación del estado de las masas de agua llevará asociado un nivel de confianza (Artículo 9.5), el cual hace concretamente referencia a la clasificación del estado o potencial ecológico correspondiente a un periodo completo de planificación (de 6 años de duración).

Aunque, según lo expuesto, el nivel de confianza debe abordar un ciclo de planificación hidrológica, la CHD lleva a cabo también una estimación anual de la confianza para aquellos lagos en los que se haya podido determinar su estado/potencial ecológico

La Confederación Hidrográfica del Duero estableció una metodología propia, basada en la frecuencia periodos de control, los indicadores y elementos de calidad utilizados en la clasificación del estado/potencial ecológico, y su concordancia con el criterio de experto. De esta forma, si se cumplen los condicionantes establecidos para estos criterios, la clasificación del estado/potencial ecológico lleva asociada un mayor nivel de confianza. Sin perjuicio de lo anteriormente expuesto, el punto 7 del apartado B.2 del RDSE señala que “en aras de la comparabilidad y homogeneidad, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en coordinación con las demarcaciones hidrográficas, desarrollará los criterios para calcular el nivel de confianza de la evaluación del estado o potencial ecológico, que se aprobarán mediante Instrucción e incorporarán a este anexo”. Hoy en día la Guía de evaluación del estado establece criterios para el establecimiento de la confianza del estado de lagos, aunque para el estado 2019 se ha realizado como en años anteriores, no se han aplicado los criterios de la Guía.

De acuerdo con lo señalado en el Anexo III, apartado B.2, del RDSE, el nivel de confianza en la evaluación del estado/potencial ecológico se clasifica como “Alto”, “Medio” y “Bajo”.

A la hora de representar el resultado de la estimación del nivel de confianza asociado a la clasificación del estado/potencial ecológico se utiliza la escala numérica siguiente (escala fijada teniendo en cuenta los documentos elaborados para el *reporting* de los planes hidrológicos a la Comisión Europea en cumplimiento del artículo 13 de la DMA):

NIVEL DE CONFIANZA	ESCALA NUMÉRICA
Bajo	1
Medio	2
Alto	3

Tabla 71. Clasificación nivel de confianza

9.1. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA EN MASAS DE AGUA LAGO

A continuación se detallan los criterios de estimación del nivel de confianza considerados:

9.1.1. Datos procedentes de más de una campaña anual de muestreo y análisis

Este primer criterio valora si la serie de datos disponible cumple con las frecuencias de control y épocas de muestreo establecidas en los documentos de referencia para el diagnóstico anual del estado/potencial ecológico a nivel biológico y físico-químico.

9.1.2. Datos de los indicadores y elementos de calidad para los que se dispone de condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado/potencial ecológico

En este caso, se tiene en cuenta el tipo de indicadores (biológicos, químicos y físico-químicos y/o hidromorfológicos) y el número de elementos de calidad biológicos evaluados para los que se han definido o propuesto condiciones de referencia y puntos de corte (documentos elaborados por el CEDEX, protocolos de cálculo de métricas publicados por el MAGRAMA, RDSE).

Así, el nivel de confianza es, a priori, alto ante la disponibilidad de datos representativos de todos los elementos de calidad biológicos implicados en la clasificación del estado/potencial ecológico y de todos o de la mayoría de elementos de calidad químicos y físico-químicos e hidromorfológicos considerados para este mismo fin.

Debido al papel determinante de los indicadores de tipo biológico en el diagnóstico final del estado/potencial ecológico, se asume que la evaluación de uno solo de sus elementos de calidad conduce a un nivel de confianza, como máximo, de grado medio; mientras que la confianza es baja cuando no se tienen datos de ningún elemento de calidad biológico; en ambos casos, independientemente de los elementos de calidad químicos, físico-químicos y/o hidromorfológicos evaluados.

9.1.3. Actualidad de los datos

Puesto que el estado es considerado como una “foto fija” de la masa de agua en un determinado momento, lo ideal es que los datos disponibles a nivel de masa de agua procedan de los muestreos más recientes de los que se disponga.

En consecuencia, se ha considerado que, cuando todos los datos de indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos utilizados para evaluar el estado o potencial ecológico presenten algún diagnóstico en los 6 últimos años, la confianza asociada al resultado será mayor que cuando existan diagnósticos de años anteriores. En este caso se reduciría en una clase el valor de confianza asignado

9.1.4. Representatividad de los indicadores biológicos

Tal y como se ha comentado en apartados anteriores, a los datos biológicos se les asigna una representatividad alta (A) o baja (B), en función de si las condiciones del muestreo han sido las óptimas o no. Estas condiciones vienen dadas por el criterio del experto que realiza el muestreo.

Los datos considerados "no representativos", se corresponden con las circunstancias expuestas en el punto 2, apartado B.2 del RDSE:

- Datos con elevada incertidumbre, en cuyo caso se deberá aumentar la frecuencia de control.
- Datos obtenidos en circunstancias de deterioro temporal provocado por causas excepcionales tanto naturales como de fuerza mayor o que no hayan podido preverse razonablemente.
- Datos obtenidos en circunstancias derivadas de accidentes.
- Datos obtenidos en circunstancias de deterioro circunstancial del estado por existir presiones eventuales.
- Datos de fiabilidad dudosa por causas desconocidas, en cuyo caso habría que incluir la masa de agua en el programa de control de investigación.

9.1.5. Estado/potencial ecológico coherente con criterio de experto

Este último criterio de estimación del nivel de confianza juzga la representatividad de la valoración del estado/potencial ecológico mediante su concordancia con la percepción que los técnicos de campo tienen, como expertos, sobre el estado ecológico de la masa de agua según lo observado durante el desarrollo de las campañas de muestreo anuales realizadas (coloración, transparencia y aspecto general de las aguas, diversidad de taxones de macrófitos e invertebrados bentónicos visualizados como resultado de la toma de muestras, densidad de microalgas presentes en la muestra cualitativa de fitoplancton, etc.).

9.2. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS

El esquema adjunto refleja el modo en que estos criterios se relacionan entre sí para la asignación del nivel de confianza a cada clase de estado/potencial ecológico obtenida por masa de agua:

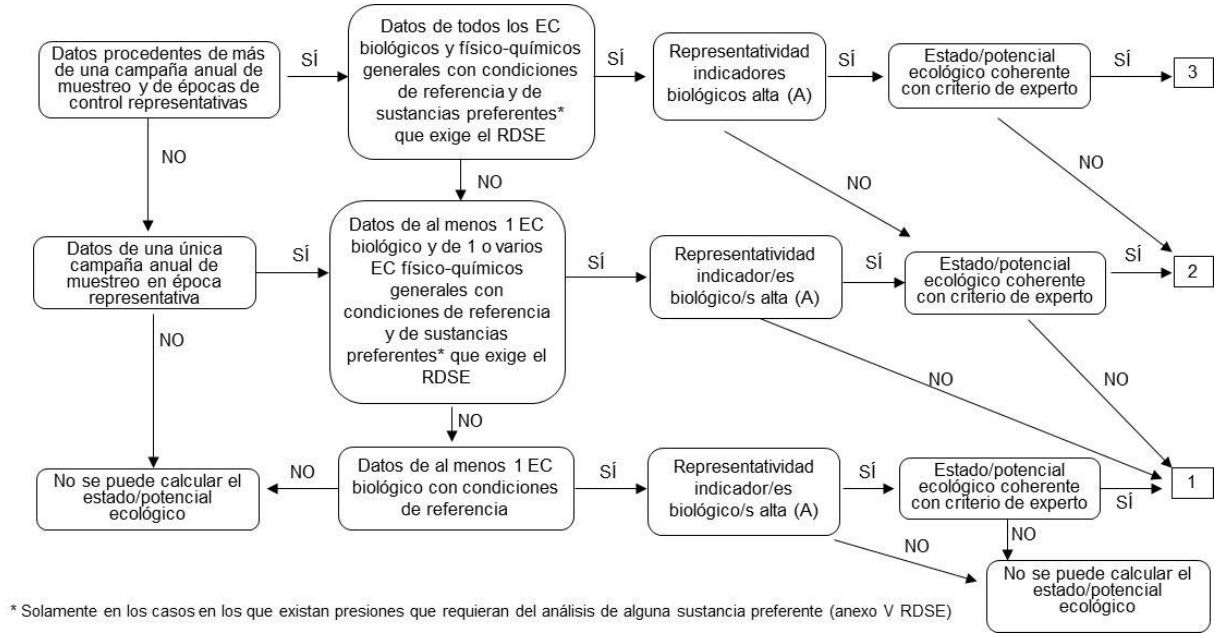


Figura 10. Esquema estimación nivel de confianza en lagos.

Con estos criterios se ha evaluado la confianza del estado ecológico de lagos de 2019. Para los próximos años se utilizarán los criterios establecidos en la Guía de evaluación de estado.

10. EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO EN MASAS DE AGUA SUPERFICIALES

10.1. METODOLOGÍA GENERAL PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO

El estado químico describe si la concentración de un contaminante excede o no las normas de calidad ambiental establecidas en la legislación europea y estatal.

Así, el estado químico de las aguas superficiales se clasifica como bueno o como que no alcanza el buen estado químico, de forma que la representación de estas dos clases se hace con arreglo a los siguientes códigos de colores:

ESTADO QUÍMICO
Bueno
No alcanza el bueno

Tabla 72. Clasificación de los resultados de estado químico y código de colores utilizado.

El buen estado químico se alcanza cuando la masa de agua cumple las normas de calidad establecidas en el anexo IV del RDSE, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, y otras normas comunitarias pertinentes que fijen normas de calidad ambiental, si las hubiera.

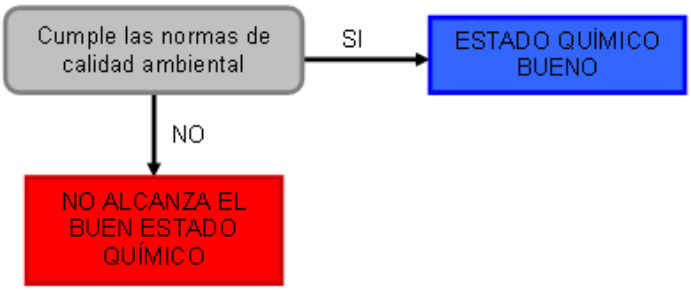


Figura 11. Esquema de clasificación del estado químico para masas de agua superficial.

La metodología aplicada para la clasificación del estado químico es la misma en todos los tipos de masas de agua superficiales, tanto naturales como artificiales y muy modificadas, ya sean de la categoría río, lago o embalse.

No todas las masas de agua cuentan con valores de sustancias prioritarias y otros contaminantes (no sería viable económicamente ni racional técnicamente). Por lo tanto, se han seleccionado para el control de estas sustancias aquellas masas de agua en las que, en base a criterios objetivos, se consideraprobable la aparición de estos contaminantes. Para realizar esta selección, así como para determinar qué sustancias analizar en cada masa de agua, se han realizado diversos estudios de barrido o *screening*, partiendo de la información analítica disponible en la CHD

relativa a la calidad de aguas superficiales, así como del estudio de presiones e impactos de la CHD (IMPRESS), que integra otras fuentes de información con las que también se ha trabajado en el pasado (inventario de emisiones PRTR, inventario de vertidos, capa de zonas regables de la cuenca del Duero, etc.).

De este modo, y en tanto no exista algún indicio en contra, se parte de la premisa de que las masas de agua no muestreadas no contienen estos contaminantes, por lo que se les asigna directamente un buen estado químico. Es muy importante refrescar periódicamente estos estudios de barrido o *screening* para ir adecuando las redes de control a la situación en cada momento.

10.2. NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL. LIMITES DE CAMBIO DE CLASE PARA EL ESTADO QUÍMICO.

El límite de cambio de clase para cada una de las sustancias prioritarias viene definido en el anexo IV (apartados A y B) del RDSE, donde se reflejan las normas de calidad ambiental para un total de 50 sustancias prioritarias y otros contaminantes. Para la evaluación del estado 2019 se han tenido en cuenta las NCA de sustancias nuevas y las NCA revisadas de sustancias existentes.

SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y OTROS CONTAMINANTES		NCA-MA (µg/L)	NCA-CMA (µg/L)	NCA Biota[20] (µg/Kg peso húmedo)
Alacloro		0,3	0,7	
Antraceno		0,1	0,4 [0,1]	
Atracina		0,6	2,0	
Benceno		10	50	
Difeniléteres bromados (Pentabromodifenileter; congéneres nº 28,47,99,100, 153 y 154)		0,0005	No aplicable [0,14]	[0,0085]
Cadmio y sus compuestos	DUREZA (mg/l $CaCO_3$)			
	$CaCO_3 < 50$	≤ 0,08	≤ 0,45	
	$50 \leq CaCO_3 < 100$	0,09	0,6	
	$100 \leq CaCO_3 < 200$	0,15	0,9	
	$CaCO_3 \geq 200$	0,25	1,5	
Tetracloruro de carbono		12	No aplicable	
Cloroalcanos C_{10-13}		0,4	1,4	
Clorfenvinfós		0,1	0,3	
Clorpirifós (clorpirifós-etilo)		0,03	0,1	
Plaguicidas de tipo ciclodieno: aldrina, dieldrina, endrina e isodrina		∑ = 0,01	No aplicable	
DDT total		0,025	No aplicable	
p,p´- DDT		0,01	No aplicable	
1,2 – Dicloroetano		10	No aplicable	
Diclorometano		20	No aplicable	

[20] Salvo que se indique lo contrario, las NCA en biota se refieren a peces (fuente: RDSE)

SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y OTROS CONTAMINANTES	NCA-MA (µg/L)	NCA-CMA (µg/L)	NCA Biota[20] (µg/Kg peso húmedo)
Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP)	1,3	No aplicable	
Diurón	0,2	1,8	
Endosulfán	0,005	0,01	
Fluoranteno	0,1 [0,0063]	1 [0,12]	[30][21]
Hexaclorobenceno		0,05	10
Hexaclorobutadieno		0,6	55
Hexaclorociclohexano	0,02	0,04	
Isoproturón	0,3	1	
Plomo y sus compuestos	7,2 [1,2]	No aplicable [14]	
Mercurio y sus compuestos		0,07	20
Naftaleno	2,4	No aplicable	
Níquel y sus compuestos	20 [4]	No aplicable [34]	
Nonilfenoles (4-Nonilfenol)	0,3	2	
Octilfenoles ((4-(1,1´,3,3´-tetrametilbutil)-fenol))	0,1	No aplicable	
Pentaclorobenceno	0,007	No aplicable	
Pentaclorofenol	0,4	1	
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	No aplicable	No aplicable	
Benzo(a)pireno	0,05 [$1,7 \cdot 10^{-4}$]	0,1 [0,27]	[5][21]
Benzo(b)fluoranteno	∑ = 0,03	No aplicable [0,017]	
Benzo(k)fluoranteno			
Benzo(g,h.i)perileno	∑ = 0,002	No aplicable [$8,2 \cdot 10^{-3}$]	
Indeno(1,2,3,-cd)pireno			
Simazina	1	4	
Tetracloroetileno	10	No aplicable	
Compuestos de tributilestaño (catión de tributilestaño)	0,0002	0,0015	
Tricloroetileno	10	No aplicable	
Triclorometano	2,5	No aplicable	
Triclorobencenos	0,4	No aplicable	
Trifluralina	0,03	No aplicable	
Dicofol	*$1,3 \times 10^{-3}$*	*No aplicable*	*33*
Ácido perfluorooctanosulfónico y sus derivados (PFOS)	*$6,5 \times 10^{-4}$*	*36*	*9,1*

[21] Para las sustancias con los números 15 (fluoranteno) y 28 (HAP), la NCA de la biota se refiere a crustáceos y moluscos. A efectos de evaluar el estado químico, no resulta adecuado el seguimiento del fluoranteno y de los HAP en los peces.

SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y OTROS CONTAMINANTES	NCA-MA (µg/L)	NCA-CMA (µg/L)	NCA Biota[20] (µg/Kg peso húmedo)
Quinoxifeno	*0,15*	*2,7*	
Dioxinas y compuestos similares		*No aplicable*	*Suma de PCDD+PCDF+PCB-DL 0,0065 µg/Kg TEQ[22]*
Aclonifeno	*0,12*	*0,12*	
Bifenox	*0,012*	*0,04*	
Cibutrina	*0,0025*	*0,0016*	
Cipermetrina	*8×10^{-5}*	*6×10^{-4}*	
Diclorvós	*6×10^{-4}*	*7×10^{-4}*	
Hexabromociclodecano (HBCDD)	*0,0016*	*0,5*	*167*
Heptacloro y epóxido de heptacloro	*2×10^{-7}*	*3×10^{-4}*	*$6,7 \times 10^{-3}$*
Terbutrina	*0,065*	*0,34*	

Tabla 73. Límites de cambio de clase de estado químico[23], [24]

10.3. CRITERIOS DE APLICACIÓN DE LAS NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL EN AGUA.

Evaluación:

Las masas de agua se clasifican en buen estado químico cuando para cada una de las sustancias incluidas en el listado anterior se cumplen simultáneamente las condiciones siguientes:

- La media aritmética de las concentraciones medidas distintas veces durante el año en cada punto de control representativo de la masa de agua no excede el valor de la norma de calidad ambiental expresada como valor medio anual (NCA-MA).

- La concentración medida en cualquier punto de control representativo de la masa de agua a lo largo del año no excede el valor de la norma de calidad ambiental expresada como concentración máxima admisible (NCA-CMA).

Por el contrario, en el momento en que, en una masa de agua, alguna de las sustancias que computan para el estado químico incumpla sus respectivas normas de calidad ambiental, ya sea por una concentración puntual, ya sea por la media anual, se considera que la masa de agua no alcanza el buen estado químico.

[22] Para la sustancia con el número 37 (dioxinas y compuestos similares), la NCA de la biota se refiere a los peces, los crustáceos y los moluscos, en consonancia con el punto 5.3 del anexo del Reglamento (UE) Nº 1259/2011 de la Comisión, de 2 de diciembre de 2011, por el que se modifica el Reglamento (CE) Nº 1881/2006 en lo relativo a los contenidos máximos de dioxinas, PCB similares a las dioxinas y PCB no similares a las dioxinas en los productos alimenticios (DO L 320 de 3.12.2011, p. 18).

[23] Las NCA-MA y NCA-CMA entre corchetes tendrán efecto a partir del 22 de diciembre de 2018, con objeto de lograr el buen estado químico de las aguas superficiales en relación con dichas sustancias a más tardar el 22 de diciembre de 2027 mediante programas de medidas incluidas en los planes hidrológicos de cuenca.

[24] [24] Las NCA de las identificadas como nuevas sustancias en la Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013 (en cursiva y gris en la tabla) tendrán efecto a partir del 22 de diciembre de 2018, con objeto de lograr el buen estado químico de las aguas superficiales en relación con dichas sustancias a más tardar el 22 de diciembre de 2027 y evitar el deterioro del estado químico de las masas de agua superficial en relación con dichas sustancias.

A la hora de evaluar el estado químico de una masa de agua se pueden presentar una serie de casos especiales, algunos de ellos se relacionan a continuación y se dan pautas para su resolución:

a. Sustancias para las que sólo se dispone de NCA-CMA o NCA-MA:

Para determinadas sustancias el RDSE establece la NCA únicamente en concentración media anual o en concentración máxima admisible, en estos casos sólo se utilizará para la evaluación del estado la NCA en la forma que establezca el RDSE.

b. El valor medido o la media coincide con la NCA-CMA o NCA-MA

Puesto que no está definido expresamente en la norma, si se da el caso de que la concentración (valor puntual o media anual) medida en una masa de agua para alguno de los contaminantes que intervienen en la evaluación del estado químico coincide exactamente con la norma de calidad ambiental (NCA-CMA o NCA-MA), se ha adoptado el criterio de considerarlo dentro de la clase superior, es decir, se ha considerado que cumple la NCA y, por tanto, el estado químico asociado a dicha masa de agua es bueno.

c. La NCA es inferior al LC

En algunas ocasiones, las normas de calidad ambiental de algunos de los contaminantes que intervienen en la evaluación del estado químico están por debajo del límite de cuantificación de dichos parámetros, por lo que existe una incertidumbre sobre el cumplimiento o no de la norma de calidad ambiental. En estos casos, se considera que el estado químico para dicho parámetro no se puede valorar, y se codifica como NPV.

d. Valoración sólo a partir de parámetros NPV

En los casos en que la evaluación del estado químico de la masa de agua proceda únicamente de parámetros considerados previamente como NPV, bien en la valoración del cumplimiento de la NCA-MA, o bien en la valoración del cumplimiento de la NCA-CMA, la valoración del estado químico para dicha masa de agua será NPV.

e. NCA referida a concentración total, excepto metales, que se refiere a concentración disuelta.

Se debe tener en cuenta que todas las normas de calidad ambiental se refieren a concentraciones totales de los diferentes contaminantes en la muestra de agua, a excepción de los metales (cadmio, plomo, mercurio y níquel), para los cuales se refieren a concentraciones disueltas (obtenidas por filtración a través de membrana de 0,45 µm u otro pretratamiento equivalente, o bien, cuando se indique de modo específico, a la concentración biodisponible; para lo que se han de determinar los siguientes parámetros: dureza, pH y carbono orgánico disuelto).

f. NCA dependientes de la dureza.

Al igual que sucedía con el Cobre y Zinc, utilizados para la evaluación del estado y potencial ecológicos, las normas de calidad ambiental del parámetro “Cadmio y sus compuestos” se aplican en función de la dureza del agua, obtenida a partir de los registros más recientes disponibles en la masa de agua. Por tanto, en aquellas masas de agua sin información sobre la dureza del agua, no se puede valorar el cumplimiento de las normas de calidad ambiental para el Cadmio (NPV).

g. Nonilfenoles y octilfenoles.

A la hora de evaluar el estado químico de estas sustancias:

Para los nonilfenoles se tendrá en cuenta la mezcla se sustancias compuesta por la suma de los isómeros 4-nonilfenol (CAS 104-40-5) y 4-nonilfenol ramificado (CAS 84852-15-3). No considerar el nonilfenol (CAS 25154-52-3).

Para los octilfenoles considerar sólo la sustancia individual que es el isómero (4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)-fenol).

En resumen, el estado químico de cada masa de agua valorada se obtiene, por un lado, comparando cada una de las mediciones puntuales de los parámetros analizados con la NCA-CMA correspondiente y, por otro, comparando el valor medio anual de cada parámetro con la NCA-MA correspondiente. Si en esta comparación se detecta algún incumplimiento, el estado químico de esa masa de agua no alcanza el bueno. Si, por el contrario, todos los contaminantes analizados cumplen tanto su NCA-CMA como su NCA-MA, la masa de agua se encuentra en buen estado químico.

h. Sustancias PBT ubicuas

En el plan de tercer ciclo se ha considerado el mercurio como sustancia PBT ubicua, de forma que se pueden representar los incumplimientos de esta sustancia en mapas separados al resto. Sus incumplimientos tienen una consideración diferente al no poder identificar la fuente de emisión y tomar medidas para que no se produzcan.

Como información complementaria, ver el apartado de estado químico de la Guía de evaluación del estado, que se inspiró en esta metodología de la CHD.

10.3.1. Metodología para la evaluación del estado químico a partir de la NCA-MA:

Para el cálculo del valor medio anual (MA) de cada uno de los contaminantes del anexo V del RDSE, se debe tener en cuenta lo establecido en el APARTADO C.2 del anexo III del mismo texto legal:

Si las cantidades medidas de los parámetros físico-químicos o químicos de una muestra determinada son inferiores al límite de cuantificación, los resultados de la medición se fijarán en la mitad del valor del límite de cuantificación correspondiente para el cálculo de los valores medios (media anual real)

Si un valor medio calculado de los resultados de la medición a que se refiere el apartado a) es inferior a los límites de cuantificación, el valor se considerará "inferior al límite de cuantificación" (media anual corregida)

El párrafo C.2.a) no se aplicará a los parámetros que sean sumas totales de un grupo determinado de parámetros físico-químicos o químicos, incluidos sus productos de metabolización, degradación y reacción pertinentes. En estos casos, los resultados inferiores al límite de cuantificación de las distintas sustancias se fijarán en cero.

Entonces, se denomina media anual real al promedio de los valores cuantificados y los no cuantificados. Para tener en cuenta a la hora de realizar el cálculo de la media estos valores no

cuantificados, es decir, inferiores al límite de cuantificación, se igualarían a LC/2 si NCA > LC o a NCA/2 si NCA < LC, como se verá en ejemplos más adelante.

La media anual corregida es "inferior al LC" (en caso de que se disponga de varios LC, se cogería el LC más grande).

A partir del 2016 la CHD ha trabajado aplicando la media anual corregida en la evaluación del estado químico.

Como se ha hecho referencia anteriormente en el apartado de contaminantes específicos, a la hora de calcular los valores medios anuales de cada contaminante y compararlos con las correspondientes NCA-MA establecidas en el RDSE se han presentado ciertas dudas que no aparecen contempladas en la normativa; por lo que se han establecido, después de su consulta al SGGIDPH del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, los siguientes criterios, que se ilustran a través de una serie de ejemplos que se exponen a continuación.

	Un único LC		Varios LC	
	Algún valor cuantificado	Todos los valores < LC	Algún valor cuantificado	Todos los valores < LC
NCA-MA ≥ LC	Se sigue el procedimiento del RDSE. Datos analíticos: <1; <1; 2 NCA-MA = 4 MA = (1/2+1/2+2)/3 = 1 → BUENO	La MA será "menor al LC". Datos analíticos: <1; <1; <1 NCA-MA = 4 MA < LC → BUENO	Se sigue el procedimiento del RDSE. Datos analíticos: <1; <5; 2 NCA-MA = 6 MA real = ((1/2)+(5/2)+2)/3 = 1,67 → BUENO MA corregida < 5 → BUENO	La media será inferior al mayor LC de la serie. Datos analíticos: <1; <5; <3 NCA-MA = 6 MA real = ((1/2)+(5/2)+(3/2))/3 = 1 → BUENO MA corregida < 5 → BUENO
NCA-MA < LC	Datos analíticos: <1; <1; 2 NCA-MA = 0,5 MA = ((1/2)+(1/2)+2)/3 = 1 → NO ALCANZA EL BUENO	Datos analíticos: <1; <1; <1 NCA-MA = 0,5 MA < 1 → NO SE PUEDE VALORAR	Datos analíticos: <1; <2; 2 NCA-MA = 0,5 MA real = ((1/2)+(1/2)+2)/3 = 1 → NO ALCANZA EL BUENO MA corregida < 2 → NPV	Datos analíticos: <1; <5; <3 NCA-MA = 0,5 MA corregida < 5 → no se puede valorar

Según el Artículo 18. *Procedimiento para la evaluación del estado químico. Del RD 817/2015* cuando, en aplicación anexo III C 2, el valor medio calculado de los resultados de una medición, realizada mediante la mejor técnica disponible que no genere costes excesivos, se considere «inferior al límite de cuantificación», y el límite de cuantificación de dicha técnica sea superior a la NCA, el resultado para la sustancia objeto de la medición no se tendrá en cuenta a efectos de evaluar el estado químico general de dicha masa de agua.

10.3.2. Metodología para la evaluación del estado químico a partir de la NCA-CMA:

Tal y como establece el apartado B.2 del Anexo IV del RDSE se considera que una masa de agua superficial cumple las NCA-CMA cuando la concentración medida en cualquier punto de control representativo de la masa de agua no supera la norma. No obstante, los órganos competentes podrán introducir métodos estadísticos, tales como el cálculo por percentiles, para garantizar un nivel aceptable de confianza y precisión en la determinación del cumplimiento de las NCA-CMA.

Se encontrarán diferentes situaciones a la hora de evaluar el estado químico, como ocurre con la evaluación de las NCA-MA.

	Un único LC		Varios LC	
	Algún valor cuantificado	Todos los valores < LC	Algún valor cuantificado	Todos los valores < LC
NCA-CMA ≥ LC	Se podrá comparar el valor máximo con la NCA-CMA	BUENO	Se podrá comparar el valor máximo con la NCA-CMA	BUENO
NCA-CMA < LC	NO ALCANZA EL BUENO	NO SE PUEDE VALORAR	NO ALCANZA EL BUENO	NO SE PUEDE VALORAR

Si se dispone de NCA-MA y NCA-CMA se evalúa de las dos formas anteriormente explicadas. En este caso también pueden aparecer casos especiales, como que al utilizar la media anual corregida se den ocasiones en las que la media corregida (< LC mayor) supere al valor máximo. Estos casos deben estudiarse uno por uno.

Se recuerda que puesto que no está definido expresamente en la norma, si se da el caso de que la concentración (valor puntual o media anual) medida en una masa de agua para alguno de los contaminantes que intervienen en la evaluación del estado químico coincide exactamente con la norma de calidad ambiental (NCA-CMA o NCA-MA), se ha adoptado el criterio de considerarlo dentro de la clase superior, es decir, se ha considerado que cumple la NCA y, por tanto, el estado químico asociado a dicha masa de agua es bueno.

10.3.3. Consideraciones relativas a la evaluación del estado químico y aquellos casos en los que se haya llegado a una situación de "no se puede valorar":

En estos casos se debería realizar un estudio más exhaustivo de la masa de agua y proceder al establecimiento de la situación de la masa, así como de las masas que se encuentren aguas arriba y aguas debajo de la masa en estudio: ¿la masa situada aguas arriba cumple la NCA? ¿Y la situada aguas abajo? ¿Hay vertidos de la sustancia en cuestión en la masa situada aguas arriba? ¿Y en la masa objeto del estudio?

Se establecería en el programa de medidas de la siguiente actualización del PHC que se debe proceder a la adecuación de los LC de los métodos analíticos a las NCA, de modo que los límites de cuantificación se adecuen a estas NCA

Por otro lado, en los casos en los que se haya superado el LD, aunque la concentración detectada sea inferior a LC se podría establecer un programa de investigación en esa masa de agua para determinar el origen de la sustancia detectada.

En resumen, en los casos NPV por LC>NCA-MA se propondría como medida en el plan la mejora del límite de cuantificación, y si hay muestras con valores superiores al LD existe constancia de vertido con la sustancia correspondiente, establecer un programa de investigación

Metodología para el cálculo de parámetros constituidos por una suma de sustancias.

En aquellos casos en los que el parámetro es suma total de un grupo (Hexaclorociclohexano, Plaguicidas de tipo ciclodieno, DDT total, Triclorobenceno, etc.) podemos diferenciar dos situaciones:

Cuando los resultados para todas las sustancias están por debajo del LC, se toma como resultado final el LC más alto:

Todos los resultados < LC	Algún valor cuantificado
Datos analíticos: <0.1; <0.1; <0.3 Resultado: 0 + 0 + 0 = <0,3	Datos analíticos: <0.1; <0.1; 0,2 Resultado: 0 + 0 + 0,2 = 0,2
Cuando el resultado de una o más sustancias está por encima del LC, los valores <LC se transforman en 0.	

En ambos casos, una vez calculado el valor de la suma de sustancias, se calculará el valor medio anual (MA) siguiendo los mismos criterios que para el resto de parámetros, y que han sido descritos en el apartado 10.2.3. de este documento.

Ver el apartado de la guía de evaluación del estado, que se inspiró en esta metodología, para completar la información de este apartado.

10.4. CRITERIOS DE APLICACIÓN DE LAS NCA EN BIOTA

10.4.1. Criterios para la captura de ejemplares de biota

Adicionalmente al establecimiento de los puntos, parámetros y frecuencias de control de biota, la selección del tipo de matriz (peces, crustáceos o moluscos) y de la especie a controlar es un elemento clave que debe ser considerado en el diseño del programa de seguimiento del estado químico en biota. Existe una variabilidad natural en la bioacumulación de estas sustancias ocasionada por las diferencias existentes entre especies, tamaños, edades, géneros y etapas de madurez sexual de los organismos. Por ello, es fundamental tener en consideración estos factores para minimizar la posible variabilidad natural y evaluar correctamente el impacto por la contaminación de las sustancias controladas. De este modo, se recomienda aplicar los siguientes criterios generales para la realización de la captura de ejemplares de biota:

- No se capturarán especies amenazadas o con algún tipo de protección especial o interés socio-económico
- Se seleccionarán especies comúnmente presentes y abundantes en la zona de estudio

- Las especies de mayor vida media y no migratorias están más expuestas a los contaminantes, por lo que se seleccionarán preferentemente
- Se evitará el muestreo de ejemplares procedentes de plantas de acuicultura
- Se seleccionará un rango de edad/tamaño específico a controlar. A mayor edad/tamaño, mayor contenido de grasa corporal, donde se acumula mayor concentración de compuestos orgánicos y metales
- Se determinará el género de los ejemplares analizados. Las hembras pueden eliminar contaminantes lipofílicos mediante el desove, mientras que los machos presentan mayor crecimiento bruto y suelen requerir una ingesta superior por la mayor demanda metabólica. Consecuentemente, el muestreo de ejemplares hembra podría subestimar el nivel de contaminación del medio y el muestreo de ejemplares macho supondría el caso opuesto. Por este motivo, las guías actuales no realizan una recomendación específica relativa al género de análisis, aunque sí recomiendan su determinación, por si este criterio pudiera ser modificado en el futuro.

En el diseño del control de sustancias peligrosas en biota es importante alcanzar un equilibrio entre las especies que son consideradas biomonitores ideales de los contaminantes y aquellas que pueden ser capturadas en el emplazamiento de muestreo de modo realista. La especie idónea a seleccionar es aquella que de la que es probable capturar una cantidad suficiente de ejemplares de tamaño/edad adecuado para efectuar el análisis sin que esto suponga un impacto en la población local de la misma.

Tras tener en cuenta las consideraciones anteriores para seleccionar la especie y rango de tamaño/edad a controlar, en la práctica no es siempre posible capturar el número suficiente de dichos ejemplares durante el plazo de tiempo establecido para realizar el muestreo. En estos casos es habitual completar la muestra con otros ejemplares de biota. Esto puede suponer una distorsión de los resultados que afecte a los análisis estadísticos para detectar tendencias. Sin embargo, esta distorsión de resultados se reduce significativamente si la composición de la muestra se mantiene constante en el tiempo; es decir, si la muestra está siempre integrada por el mismo número de ejemplares de cada especie y su tamaño es similar. No obstante, cabe destacar que el uso de ejemplares individuales en el análisis es el más recomendable, especialmente para estudios temporales de tendencias.

Adicionalmente, otro factor que afecta de modo sustancial a la variabilidad en la bioacumulación de estos contaminantes es el periodo de control. Las recomendaciones a este respecto se indican a continuación:

- El muestreo debe efectuarse en un periodo en el que los organismos de control se encuentren en un estado fisiológico estable y fuera del periodo habitual de desove o freza
- El muestreo debe efectuarse siempre en el mismo periodo para poder comparar los resultados interanuales.

Por otra parte, es preferible que la toma de muestras se realice en periodos de bajo caudal, para garantizar la seguridad de los técnicos de campo y accesibilidad al interior del cauce. Considerando todo lo anterior, el periodo puede variar en función de la especie y zona geográfica a controlar, pero en líneas generales suele ser adecuado realizar los trabajos de campo durante los meses de septiembre y octubre.

10.4.2. Consideraciones analíticas para el seguimiento del estado químico en biota

Los contaminantes químicos no se distribuyen uniformemente en los ejemplares piscícolas. Esto tiene importantes implicaciones en su análisis y consumo, puesto que el nivel de exposición a dichos contaminantes varía en función del tipo de tejido analizado o consumido.

Las sustancias lipofílicas se acumulan principalmente en tejidos grasos del estómago, línea lateral, grasa subcutánea y dorsal, músculo oscuro, branquias, ojos, cerebro y órganos internos. Los tejidos musculares a menudo presentan bajas concentraciones de contaminantes orgánicos, pero elevadas concentraciones de mercurio, por su afinidad con las proteínas musculares. Los contaminantes afines a los tejidos ricos en proteínas, como por ejemplo el PFOS, se acumulan más en el hígado y el riñón.

Consecuentemente, en el análisis completo del pez se obtendrán resultados muy dispares a los obtenidos en un análisis de tejido muscular (filete). En general, efectuar el análisis en músculo puede subestimar el impacto existente para la fauna piscícola, consumidora del pez completo. Por el contrario, las concentraciones registradas en un análisis íntegro del pez pueden sobreestimar el riesgo para consumo humano que, en general, se limita a la ingesta del filete. En concreto, la guía CIS nº32[25] indica que en este último caso se sobreestima el riesgo para consumo humano de las siguientes sustancias: difeniléteres bromados, hexaclorobenceno, PFOS, dioxinas y heptacloro y epóxido de heptacloro. No obstante, entre las diferentes opciones existentes, se considera que el análisis del pez completo es la opción más recomendable por su simplicidad (no requiere disección) y por ser la opción más conservadora para el ecosistema.

10.4.3. Estimación de la confianza de los resultados de biota

Los enfoques estadísticos requieren una estimación de la variabilidad existente en diferentes muestras y esto se realiza con la estimación del intervalo de confianza sobre la media. Sin embargo, en el caso de las muestras de biota no es posible estimar la variabilidad temporal en la concentración puesto que únicamente se muestrea en un periodo concreto del año. Por tanto, el único modo de estimar la variabilidad es con la réplica de muestras, es decir, tomando varias muestras en el mismo punto de modo simultáneo. Por este motivo, no se recomienda componer las muestras con varios ejemplares para alcanzar suficiente cantidad para su análisis. Las limitaciones de recursos suelen fomentar la composición de muestras para reducir el número de análisis. Este tipo de muestras compuestas dan una estimación razonable de la concentración media pero no permiten estimar la variabilidad. Esto impide evaluar el cumplimiento o incumplimiento de la NCA (salvo que el resultado de la media sea muy superior o inferior que la NCA). Por tanto, si las muestras individuales no pueden ser analizadas independientemente se recomienda que la información referente a la variabilidad se tome de años anteriores o de puntos sometidos a la influencia de presiones de semejante tipo y magnitud y con poblaciones piscícolas similares.

[25] Guidance Document No. 32 on biota monitoring (the implementation of EQS_{biota}) under the Water Framework Directive

10.5. CRITERIOS PARA LA TOMA Y ANÁLISIS DE MUESTRAS EN SEDIMENTO

10.5.1. Criterios para la toma de muestra de sedimento

El material fino y los contaminantes asociados se depositan preferentemente en áreas de baja energía hidrodinámica mientras que, en áreas de mayor energía, las partículas finas se mezclan con partículas de sedimento más gruesas que generalmente tienen una capacidad de retención de contaminantes mucho más pequeña. Consecuentemente, se pueden proporcionar los siguientes criterios generales para la selección de los puntos de muestreo:

- En tramos fluviales: existe mayor velocidad de la corriente en el canal central, lo que significa que, en dicha zona, se deposita una cantidad relativamente baja de finos en el fondo. Las mayores concentraciones de partículas finas se encuentran en áreas donde el flujo de agua es más lento, como en la orilla del río (preferentemente, en meandros cóncavos, zonas de sedimentación).
- En lagos y embalses: Por regla general, la mayor disipación de energía se produce en las zonas de confluencia de los ríos y en las orillas. Por tanto, en estos tipos de masa de agua los puntos de control se ubicarán en las zonas de mayor profundidad, al ser las zonas en las que existe una mayor deposición de sedimentos.

Adicionalmente, se considerarán los aspectos indicados a continuación:

- Los puntos de muestreo deben localizarse aguas abajo de los vertidos o de la confluencia con ríos tributarios, en una zona donde se haya producido la mezcla completa. En caso contrario, la muestra no sería representativa del estado de la masa de agua y esto influiría en su evaluación.
- Para permitir el análisis de tendencias a largo plazo, el control se efectuará siempre en el mismo punto. Esto requiere que el punto seleccionado tenga una buena accesibilidad y esté correctamente definido (coordenadas, fotografías…) para ser identificado de forma inequívoca.
- La profundidad de muestreo debe ser definida para cada punto de control, puesto que depende de la tasa de deposición. El monitoreo de sedimentos generalmente se dirige a la capa superior del sedimento ya que es indicativa del material depositado real y del estado actual de la contaminación. En teoría, cuanto menor es la velocidad de deposición, más delgada es la capa en la que se debe efectuar la toma de muestra. En la práctica, se recomienda efectuar el muestreo en la capa de 1 a 5 cm de profundidad. No obstante, en el caso de sedimentos altamente perturbados o en grandes ríos de flujo rápido, la profundidad de muestreo del sedimento puede ser mayor de 5 cm.
- En función de las características del sustrato del punto de muestreo y de la cantidad requerida para el análisis, las muestras podrán ser simples o compuestas en el espacio. En este último caso, estarán formadas por submuestras recogidas a una distancia mínima y de forma consecutiva.

10.5.2. Criterios para la selección de la fracción de análisis del sedimento

El tamaño de partícula es uno de los factores más importantes que controlan la distribución de los componentes naturales y antropogénicos en los sedimentos. Están compuestos por una amplia gama de partículas, que van desde las arcillas muy finas hasta piedras de varios mm de tamaño. La mayor parte de sustancias peligrosas están contenidas en las fracciones de sedimentos

más finos. Por este motivo, la muestra será tamizada y se efectuará el análisis de contaminantes en la fracción <63µm[26]. No obstante, es esencial para el estudio de tendencias a largo plazo que los análisis se realicen siempre en la misma fracción. Por este motivo, en caso de disponer de datos históricos, en general los ensayos se realizarán en la misma fracción que la empleada en años anteriores para poder comparar los resultados obtenidos, aunque esta no sea coincidente con la fracción correspondiente a los limos y arcillas (<63µm).

10.6. ANÁLISIS DE TENDENCIAS A LARGO PLAZO EN SEDIMENTO Y BIOTA

Según establece el RD 817/2015, los órganos competentes deben disponer lo necesario para llevar a cabo un análisis de la tendencia a largo plazo respecto de las concentraciones de siguientes sustancias propensas a la acumulación en los sedimentos o la biota:

SUSTANCIA	ANEXO IV	ANEXO V
Antraceno	X	
Difeniléteres bromados	X	
Cadmio y sus compuestos	X	
Cloroalcanos C10-C13	X	
Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP)	X	
Fluoranteno	X	
Hexaclorobenceno	X	
Hexaclorobutadieno	X	
Hexaclorociclohexano	X	
Plomo y sus compuestos	X	
Mercurio y sus compuestos	X	
Pentaclorobenceno	X	
HPAs	X	
Compuestos de tributilestaño	X	
Dicofol	X	
Ácido perfluoro-octanosulfónico y sus derivados (PFOS)	X	
Quinoxifeno	X	
Dioxinas	X	
Hexabromociclodecano (HBCDD)	X	
Heptacloro y epóxido de heptacloro	X	
Arsénico		X
Cobre		X
Cromo VI		X
Cromo		X
Selenio		X
Zinc		X

Tabla 74. Sustancias de los anexos IV y V del RDSE a tener en cuenta en la evaluación de tendencias.

[26] A excepción de los compuestos orgánicos volátiles que, por sus características, se recomienda analizar en la fracción total para evitar las pérdidas asociadas a la preparación de las muestras

Anteriormente se han indicado los criterios para el muestreo y análisis de biota con el fin de evaluar la conformidad de los resultados respecto a las NCA. Estos criterios son igualmente válidos para el análisis de las tendencias a largo plazo en esta matriz.

10.6.1. Estudio de los datos analíticos

En el análisis de tendencias se considera indispensable efectuar un análisis de los datos disponibles de modo previo a la aplicación de la prueba estadística. Es indispensable conocer el número total de datos, su frecuencia y estacionalidad para saber si son comparables. Adicionalmente, en función del tipo de matriz, también es importante considerar otros criterios:

- En sedimento, la fracción de análisis
- En biota, la especie y tejido de análisis (pez completo, músculo, grasa…)

Tras su estudio, se seleccionarán únicamente aquellos datos que sean comparables entre sí. En ocasiones, un único "outlier" (valor atípico) puede arruinar la evaluación de la tendencia. Por este motivo, la selección de los datos resulta un paso ineludible para evitar la detección de "falsas tendencias".

Por otra parte, se requiere un número mínimo de datos comparables para la aplicación del test estadístico. En general, las guías recomiendan disponer de un mínimo de 6 datos para llevar a cabo el estudio. Por tanto, según la frecuencia de control (anual, trienal o sexenal), el periodo de tiempo requerido para la recopilación de datos será muy variable.

10.6.2. Aplicación del test estadístico

Son numerosos los métodos estadísticos y matemáticos que se han utilizado para la detección y estimación de tendencias. Según la guía CIS nº 2527, el propósito del análisis de tendencias a largo plazo en sedimento y biota es la detección de tendencias monótonas. Además, este análisis debe ser robusto en el sentido de que no se ve afectado por los valores extremos aislados.

El objetivo de la prueba de Mann-Kendall (MK) (Mann 1945, Kendall 1975, Gilbert 1987) es evaluar estadísticamente si existe una tendencia ascendente o descendente monótona de la variable de interés a lo largo del tiempo. Una tendencia ascendente (o descendente) monótona significa que la variable aumenta (o disminuye) constantemente a través del tiempo, pero la tendencia puede o no ser lineal. Alternativamente, se podría realizar un análisis de regresión lineal paramétrico y comprobar si la pendiente de la línea de regresión es diferente de cero. No obstante, el análisis de regresión requiere que los residuos de la línea de regresión ajustada se distribuyan normalmente. Esta suposición no es requerida por la prueba MK, es decir, la prueba MK es una prueba no paramétrica (libre de distribución). Por este motivo, se considera que la prueba de Mann-Kendall es la más apropiada en el análisis de tendencias a largo plazo en sedimento y biota.

[27] Guidance document No. 25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive

Por último, cabe destacar que, si el resultado del test no muestra la existencia de tendencia, es esencial que a criterio de experto se evalúe si esto refleja una situación estable en la masa de agua o es consecuencia de un muestreo inadecuado, incapaz de detectar los cambios naturales o antropogénicos producidos en el medio.

11. EVALUACIÓN DEL ESTADO FINAL EN MASAS DE AGUA SUPERFICIALES

11.1. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO

El estado de una masa de agua superficial es la expresión general de la calidad en que se encuentra dicha masa de agua, obtenida de la combinación de su estado o potencial ecológico y de su estado químico. Según esto, el estado global tiene en cuenta conjuntamente aspectos relacionados con el funcionamiento y la estructura del ecosistema acuático por un lado, y el cumplimiento de las normas de calidad ambiental, por otro.

La clasificación del estado de las masas de agua superficiales abarca dos clases, para las que la CHD ha establecido un código de colores específico:

ESTADO
Bueno
Peor que bueno

Tabla 75. Clasificación de los resultados de estado y código de colores utilizado.

En los ríos naturales y lagos, se obtiene un estado bueno o mejor sólo cuando el estado ecológico es bueno o muy bueno y el estado químico es bueno. Cualquier otra combinación conduce a que la masa de agua se encuentre en estado peor que bueno; es decir, el estado final quedará determinado por el resultado más desfavorable entre el estado ecológico y el estado químico.

Figura 12. Esquema de clasificación del estado de las masas de agua superficial naturales.

De forma similar, el estado de las masas de agua artificiales y muy modificadas asimilables a río y de los embales, se diagnostica en función del peor valor de su potencial ecológico y su estado químico, lo que supone que para obtener un estado bueno o mejor, el potencial ecológico debe ser bueno o máximo y el estado químico debe ser bueno.

Figura 13. Esquema de clasificación del estado de las masas de agua superficial artificiales o muy modificadas.

11.2. RESULTADOS DE LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO

Según la metodología descrita en este documento, se debería disponer de la evaluación de todas las masas de agua de la cuenca del Duero.